



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

농학 석사 학위논문

전라남도 광양 백운산에
서식하는 꼬리치레도롱뇽
(*Onychodactylus koreanus*)의
서식 환경 특성에 관한 연구

Habitat environmantal characteristics of
Korean clawed salamander (*Onychodactylus koreanus*)
at Mt. Baegun in Guangyang, Jeonnam province

2017년 8월

서울대학교 대학원

산림과학부 산림환경학전공

홍 누 리

전라남도 광양 백운산에
서식하는 꼬리치레도롱뇽
(*Onychodactylus koreanus*)의
서식 환경 특성에 관한 연구

Habitat environmantal characteristics of
Korean clawed salamander (*Onychodactylus koreanus*)
at Mt. Baegun in Guangyang, Jeonnam province

지도교수 이 우 신

이 논문을 농학 석사 학위논문으로 제출함
2017년 8월

서울대학교 대학원
산림과학부 산림환경학전공
홍 누 리

홍누리의 석사 학위논문을 인준함
2017년 7월

위 원 장	_____	박 필 선 (인)
부위원장	_____	이 우 신 (인)
위 원	_____	민 미 숙 (인)

초 록

꼬리치레도롱뇽(*Onychodactylus koreanus*)은 한국 고유종으로 산림에 서식하는 양서류이다. 최근 들어 서식지가 지속적으로 소실되고 있고, 개체군 크기가 감소하고 있으나 꼬리치레도롱뇽의 서식 환경 특성에 관한 연구가 부족한 실정이다. 본 연구에서는 한국 고유종인 꼬리치레도롱뇽 성체와 유생의 출현지점과 비출현지점, 각 지점에서의 서식 환경 특성을 파악하고, 서식 예측 모델을 도출하여 꼬리치레도롱뇽의 서식지 보전을 위한 기초자료 제공과 서식 환경에 관한 생태적 특성을 구명하고자 하였다.

2015년 2월부터 2015년 9월까지 8회, 1일 2회(오전 08:00 ~ 1100, 야간 20:00 ~ 23:00), 총 16회의 출현조사 결과, 전라남도 광양시 백운산의 총 62개 조사구 중 성체는 16개 조사구에서 58개체, 유생은 23개 조사구에서 258개체가 발견되었다. 성체는 오전보다는 주로 야간에 개체가 발견되었고, 유생은 오전에 23개체, 야간에 230개체가 발견되었으며, 야간에 항상 더 많은 개체가 발견되었다. 유생은 한 개의 조사구 안에서 최소 1개체부터 최대 15개체가 발견되어 출현 조사구 개수에 비해 전체 발견 개체수가 많고, 야간에 더 많은 개체가 발견된 것으로 보아 유생 때부터 야행성을 나타내는 것으로 추정된다.

꼬리치레도롱뇽의 서식 환경요인으로서는 수변지역의 미소서식지 요인을 위주로 선정하여, 고도, 육상 환경요인 13개, 수계 환경요인 14개, 총 28개 환경요인을 조사하였다. 출현과 비출현 지점의 환경 요인을 비교한 결과, 성체의 경우 고도, 토양 pH 토양 수분, 육상의 돌 피도, 육상과 수변의 상층부 피도, 수변의 바위 피도, 총 7개 요인에서, 유생의 경우 고도, 수변의 하층식생 피도, 수변의 자갈과 돌 피도, 수변 폭, pH, 용존산소량, 수변 도목잔존물의 부피, 총 8개의 요인에서 유의미한 차이가 나타났다.

선별된 환경요인 중 두 개 이상을 조합하여 서식 예측 모델을 만들어 비교한 결과, 성체의 서식을 가장 잘 예측하는 모델에는 토양 pH, 토양 수분, 육상과 수변의 상층부피도, 4개의 환경 요인이 포함되었고, 수변

환경 요인보다 육상 환경요인에 영향을 많이 받는 것으로 나타났다. 이는 성체의 수환경 의존도가 적고, 주로 육상생활을 하며 육상 먹이원을 선호하기 때문인 것으로 판단된다. 서식 예측 모델에 포함된 변수 중 토양 수분이 성체의 서식을 예측하는데 있어 가장 강한 양의 상관관계를 나타냈다. 이것은 꼬리치레도롱뇽 성체가 주로 흙 속에서 은신하거나 돌 밑 등을 주간의 휴식처로 이용하고, 폐가 없는 꼬리치레도롱뇽 성체의 피부호흡을 유지하기 위해 토양 수분이 서식 환경에서 중요한 역할을 하기 때문인 것으로 판단된다.

유생의 서식을 가장 잘 예측하는 모델에는 수중 pH, 용존산소량, 수변의 하층부 피도, 3개의 환경 요인이 포함되었고, 주로 수변 환경 요인에 영향을 받는 것으로 나타났다. 이는 유생이 3년간 물에서만 생활하기 때문에 생활반경이 물 속으로 한정되어 있어 수변의 미소 서식 환경에 영향을 많이 받는 것으로 판단된다. 서식 예측 모델에 포함된 변수 중 용존산소량이 유생의 서식을 예측하는데 있어 가장 강한 상관관계를 나타냈고, 이것으로 보아 유생은 호흡에 있어 산소요구량이 많아 물의 흐름에 있는 계곡부를 서식지로 선호하는 것으로 생각된다.

꼬리치레도롱뇽의 개체수는 벌채 또는 산림의 훼손과 같은 서식지 파괴로 인해 지속적으로 감소하고 있는 추세이다. 따라서 서식지 보호 및 관리를 위해서는 장기적인 모니터링을 통해 서식 범위를 파악하고, 미소 서식 환경 요인뿐만 아니라 지리적 요인, 인간의 간섭 등을 고려한 추가적인 연구를 통해 서식 환경 특성을 고려한 보호구역의 설정 등 적절한 관리가 필요할 것으로 생각된다.

주요어 : 꼬리치레도롱뇽, 수변지역, 서식환경 특성, 서식 예측 모델, 용존 산소량, 토양 수분

학 번 : 2013-23248

초 록

꼬리치레도롱뇽(*Onychodactylus koreanus*)은 한국 고유종으로 산림에 서식하는 양서류이다. 최근 들어 서식지가 지속적으로 소실되고 있고, 개체군 크기가 감소하고 있으나 꼬리치레도롱뇽의 서식 환경 특성에 관한 연구가 부족한 실정이다. 본 연구에서는 한국 고유종인 꼬리치레도롱뇽 성체와 유생의 출현지점과 비출현지점, 각 지점에서의 서식 환경 특성을 파악하고, 서식 예측 모델을 도출하여 꼬리치레도롱뇽의 서식지 보전을 위한 기초자료 제공과 서식 환경에 관한 생태적 특성을 구명하고자 하였다.

2015년 2월부터 2015년 9월까지 8회, 1일 2회(오전 08:00 ~ 1100, 야간 20:00 ~ 23:00), 총 16회의 출현조사 결과, 전라남도 광양시 백운산의 총 62개 조사구 중 성체는 16개 조사구에서 58개체, 유생은 23개 조사구에서 258개체가 발견되었다. 성체는 오전보다는 주로 야간에 개체가 발견되었고, 유생은 오전에 23개체, 야간에 230개체가 발견되었으며, 야간에 항상 더 많은 개체가 발견되었다. 유생은 한 개의 조사구 안에서 최소 1개체부터 최대 15개체가 발견되어 출현 조사구 개수에 비해 전체 발견 개체수가 많고, 야간에 더 많은 개체가 발견된 것으로 보아 유생 때부터 야행성을 나타내는 것으로 추정된다.

꼬리치레도롱뇽의 서식 환경요인으로는 수변지역의 미소서식지 요인을 위주로 선정하여, 고도, 육상 환경요인 13개, 수계 환경요인 14개, 총 28개 환경요인을 조사하였다. 출현과 비출현 지점의 환경 요인을 비교한 결과, 성체의 경우 고도, 토양 pH 토양 수분, 육상의 돌 피도, 육상과 수변의 상층부 피도, 수변의 바위 피도, 총 7개 요인에서, 유생의 경우 고도, 수변의 하층식생 피도, 수변의 자갈과 돌 피도, 수변 폭, pH, 용존산소량, 수변 도목잔존물의 부피, 총 8개의 요인에서 유의미한 차이가 나타났다.

선별된 환경요인 중 두 개 이상을 조합하여 서식 예측 모델을 만들어 비교한 결과, 성체의 서식을 가장 잘 예측하는 모델에는 토양 pH, 토양 수분, 육상과 수변의 상층부피도, 4개의 환경 요인이 포함되었고, 수변

환경 요인보다 육상 환경요인에 영향을 많이 받는 것으로 나타났다. 이는 성체의 수환경 의존도가 적고, 주로 육상생활을 하며 육상 먹이원을 선호하기 때문인 것으로 판단된다. 서식 예측 모델에 포함된 변수 중 토양 수분이 성체의 서식을 예측하는데 있어 가장 강한 양의 상관관계를 나타냈다. 이것은 꼬리치레도롱뇽 성체가 주로 흙 속에서 은신하거나 돌 밑 등을 주간의 휴식처로 이용하고, 폐가 없는 꼬리치레도롱뇽 성체의 피부호흡을 유지하기 위해 토양 수분이 서식 환경에서 중요한 역할을 하기 때문인 것으로 판단된다.

유생의 서식을 가장 잘 예측하는 모델에는 수중 pH, 용존산소량, 수변의 하층부 피도, 3개의 환경 요인이 포함되었고, 주로 수변 환경 요인에 영향을 받는 것으로 나타났다. 이는 유생이 3년간 물에서만 생활하기 때문에 생활반경이 물 속으로 한정되어 있어 수변의 미소 서식 환경에 영향을 많이 받는 것으로 판단된다. 서식 예측 모델에 포함된 변수 중 용존산소량이 유생의 서식을 예측하는데 있어 가장 강한 상관관계를 나타냈고, 이것으로 보아 유생은 호흡에 있어 산소요구량이 많아 물의 흐름에 있는 계곡부를 서식지로 선호하는 것으로 생각된다.

꼬리치레도롱뇽의 개체수는 벌채 또는 산림의 훼손과 같은 서식지 파괴로 인해 지속적으로 감소하고 있는 추세이다. 따라서 서식지 보호 및 관리를 위해서는 장기적인 모니터링을 통해 서식 범위를 파악하고, 미소 서식 환경 요인뿐만 아니라 지리적 요인, 인간의 간섭 등을 고려한 추가적인 연구를 통해 서식 환경 특성을 고려한 보호구역의 설정 등 적절한 관리가 필요할 것으로 생각된다.

주요어 : 꼬리치레도롱뇽, 수변지역, 서식환경 특성, 서식 예측 모델, 용존 산소량, 토양 수분

학 번 : 2013-23248

목 차

I. 서론.....	1
II. 연구사.....	4
1. 꼬리치레도롱뇽.....	4
2. 양서류의 서식 환경 특성.....	6
3. 양서류 서식 예측 모델.....	8
III. 연구방법.....	9
1. 연구지역.....	9
2. 조사구 설정.....	11
3. 출현 조사.....	13
4. 환경요인 조사.....	16
5. 서식 예측 모델.....	22
IV. 연구 결과 및 고찰.....	25
1. 출현 조사.....	25
2. 서식지 예측 모델.....	29
2.1.1. 성체의 서식 예측 모델에 포함될 환경 요인 선정..	29
2.1.2. 성체의 서식지 예측 모델.....	36
2.2.1. 유생의 서식 예측 모델에 포함될 환경 요인 선정..	41
2.2.2. 유생의 서식 예측 모델.....	48
V. 종합고찰.....	54
VI. 결 론.....	57

참고문헌.....	59
Abstract.....	76

List of table

Table 1. Schedule for species presence survey.....	14
Table 2. Environmental variables used to determine habitat characteristics of <i>Onychodactylus koreanus</i> at Mt. Baegun in Jeollanam-do, Republic of Korea.....	18
Table 3. Environmental variables in riparian habitats.....	19
Table 4. The number of plots where adult and larva <i>Onychodactylus koreanus</i> were detected and the total number of detected individuals based on presence survey at 32 plots at Mt. Baegun in Jeollanam-do, Republic of Korea.....	27
Table 5. Descriptive statistics of environmental variables for presence/absence plots of adult <i>Onychodactylus koreanus</i>	30
Table 6. Logistic regression of habitat environmental variables for adult <i>Onychodactylus koreanus</i>	35
Table 7. Priori models of habitat prediction for adult <i>Onychodactylus koreanus</i>	38
Table 8. Habitat prediction models for adult <i>Onychodactylus koreanus</i>	39
Table 9. Evaluation of selected habitat prediction model for adult <i>Onychodactylus koreanus</i>	40
Table 10. Descriptive statistics of environmental variables for presence/absence plots of larva <i>Onychodactylus koreanus</i>	42
Table 11. Logistic regression of habitat environmental variables	

for larva <i>Onychodactylus koreanus</i>	47
Table 12. Priori models of habitat prediction for larva <i>Onychodactylus koreanus</i>	51
Table 13. Habitat prediction models for larva <i>Onychodactylus koreanus</i>	52
Table 14. Evaluation of selected habitat prediction model for larva <i>Onychodactylus koreanus</i>	53

List of figure

Figure 1. Location of the study area and six survey routes at Mt. Baegun in Jeollanam-do, Republic of Korea.....	9
Figure 2. Survey plot for species presence and environmental variables (○ : Sub-plot for terrestrial environmental variables (radius: 2.5 m), ⊙ : Sub-plot for aquatic environmental variables (radius: 2.5 m), ↓↓ : Stream).....	12
Figure 3. Line transect methods for species presence surveys (A : morning (08:00–11:00), B : nightt (20:00–23:00)).....	15
Figure 4 . Measuring terrestrial environmental variables (A: soil pH 6.6, B: soil moisture (relative humidity in soil) 70%).....	20
Figure 5 . Measuring aquatic environmental variables (A: pH, B: dissolved oxygen).....	21
Figure 6. The number of detected <i>Onychodactylus koreanus</i> grouped by age and time of day during the eight presence surveys at Mt. Baegun in Jeollanam-do, Republic of Korea.....	28
Figure 7. Comparison of mean values of terrestrial environmental variables between occupied and absent plots of adult <i>Onychodactylus koreanus</i>	31
Figure 8. Comparison of mean values of aquatic environmental variables between occupied and absent plots of adult <i>Onychodactylus koreanus</i>	33
Figure 9. Comparison of terrestrial environmental variables	

between occupied and absent plots of larva <i>Onychodactylus</i> <i>koreanus</i>	43
Figure 10. Comparison of aquatic environmental variables between occupied and absent plots of larva <i>Onychodactylus</i> <i>koreanus</i>	45

I. 서론

양서류(Class Amphibia)는 전세계적으로 꼬리가 있는 유미목(Order Caudata) 700여종, 꼬리가 없는 무미목(Order Anura) 6,760여종, 국내에는 서식하지 않는 무족목(Order Apoda) 200여 종 등 7,660여 종이 알려져 있다(AmphibiaWeb 2017). 국내에는 유미목 6종과 무미목 13종 등 총 2목 7과 9속 19종의 양서류가 서식하고 있다(Min *et al.* 2016, AmphibiaWeb 2017).

양서류는 수생태계와 육상생태계를 오가며 고차소비자인 파충류, 조류의 먹이가 되고, 2차 소비자인 곤충 및 무척추동물을 소비하여 산림 수생태계 내에서 중간자 역할을 수행한다(Blaustein *et al.* 1994). 이러한 양서류는 다른 척추동물에 비해 크기가 작고 행동권 및 서식지 크기도 크지 않아 미소 서식지의 환경변화에 민감하게 반응한다(Sinsch 1990, Stebbins and Cohen 1995). 또한, 동일한 산란지와 서식지를 반복적으로 이용하기 때문에 교란에 의한 영향을 많이 받아 다른 척추동물에 비해 멸종의 위험이 크다고 알려져 있다(Wyman 1990).

최근 들어 양서류의 서식지가 환경파괴와 기후변화, 서식지 소실과 간섭 등의 이유로 파괴 및 소실되고 있어 양서류 개체군의 크기는 점차 감소하고 있는 추세이다(Houlahan *et al.* 2000, Stuart *et al.* 2004, IUCN 2008). 양서류 전체 종 중 32.4%(2,000여종)가 멸종위기에 처해있고, 이것은 멸종위기 포유류가 22%(1,100여종), 멸종위기 조류가 8.5%(1,200여종)를 차지하는 것과 비교해보았을 때 다른 분류군에 비해 상대적으로 높은 비율을 차지한다(Birdlife International 2010, IUCN 2010). 또한, 양서류 전체 종의 24.5%에 해당하는 1,000종 이상에 대해서는 아직 연구가 이루어지지 않고 있으며, 이 종들의 대부분은 멸종위기에 이를 것으로 추정하고 있다(IUCN 2010). 산림 수생태계 먹이사슬에서 중요한 연결고리 역할을 담당하는 양서류 개체군 크기의 감소는 생태계의 균형을 위협하는 요인으로 작용할 수 있어, 감소하는 양서류 개체군 보호를 위해 각 종별 서식지 특성을 파악하고 이를 정량화하는 연구가 필요하다(Fauth and Resetarits 1991, Wissinger *et al.* 1999).

양서류 중에서도 유미목 도롱뇽과(Hynobiidae)에 속하는 도롱뇽류는 산림 수생태계 내에서 무척추동물의 최대 소비자이자 포식자로 알려져 있다(Burton and

Likens 1975, Peterman and Semlitsch 2013). 도롱뇽류의 서식지는 여러 유형의 환경 요소들로 이루어져 있어, 각 종의 서식지 이용은 선호하는 환경 요소의 선택 방식에 따라 달라진다(Keen 1982). 산림에 주로 서식하는 도롱뇽류는 육상과 수계에서 먹이 활동을 하고 땅을 파고들어 휴식처를 만들거나 동면을 취하기 때문에, 토질, 토양 수분과 같은 미소 서식 환경(Wyman 1998, Davic and Welsh 2004)부터 고도, 수관층 울폐도(stream canopy cover) 등과 같이 보다 큰 경관적 요소(landscape elements)에 이르기까지 다양한 규모의 환경요인들이 서식 조건으로 고려된다(Burton and Likens 1975, Davic and Welsh 2004). 또 유생과 성체의 서식지는 서로 분리되는 경우가 많고, 종에 따라 완전 수생을 하거나 육상에서만 생활하는 경우도 있다(Werner 1986, McDiarmid 1994). 따라서 각 종의 서식 환경을 이해하고 정량화하는 것은 매우 복잡하지만, 산림생태계 내에서 중요한 역할을 수행하는 도롱뇽류의 개체군 보호를 위해서는 각 종별 특이적인 서식지 특성을 파악할 필요가 있다(Windmiller 1996).

국내에 서식하는 19종의 양서류 중 유미목(Caudata) 도롱뇽과(Hynobiidae) 꼬리치레도롱뇽속(*Onychodactylus*)에 속하는 꼬리치레도롱뇽(*Onychodactylus koreanus*)은 과거에는 러시아, 중국, 한국에 걸쳐 서식하는 Asian clawed salamander(*Onychodactylus fischeri*)와 같은 종으로 분류되었지만, 2012년 이후 유전적으로 뚜렷하게 분화된 한국고유종으로 분류되었다(Nikolay *et al.* 2012). 꼬리치레도롱뇽은 1년 안에 유생에서 성체로 변태하는 대부분의 양서류와 달리 3년간 물에서만 생활하는 긴 유생기를 거치기 때문에 미소서식지 변화에 더욱 민감한 종이라고 볼 수 있다(Lee *et al.* 2008). 성체의 경우 유생과는 달리 낮에는 계곡의 바위지대나 쓰러진 고목 등지에서 지내다가 밤이 되면 먹이활동을 하는데, 육상 먹이원을 선호하는 것으로 보아 유생과 성체는 각각 다른 서식지 특성을 가질 것으로 생각된다(Kuzmin and Solkin 1993, 윤 등 1996). 그러나 꼬리치레도롱뇽의 서식 환경 특성은 고도가 높은 산간에 서식하는 것으로 알려져 있을 뿐, 본 종의 서식지 특성에 관한 정보가 부족한 실정이다(박 1994a, 계 2003, Lee *et al.* 2008). 특히 우리나라에 서식하는 꼬리치레도롱뇽은 러시아나 중국에 비해 그 개체수가 비교적 많음에도 불구하고, 생태적인 연구나 서식 환경에 대한 연구는 부족하다.

본 연구에서는 전라남도 광양 백운산에 서식하는 꼬리치레도롱뇽을 대상으로 출현 및 비출현지점의 환경 요인을 조사·분석하여 성체와 유생 각각의 서식 예측 모

델을 제시하고, 이를 바탕으로 꼬리치레도롱뇽의 서식 환경에 관한 생태적 특성을 구명하고자 하였다.

본 연구에서의 첫 번째 연구 가설은 성체와 유생의 수환경 의존도와 이동성, 먹이원 등의 차이에 따라 각각 선호하는 서식환경이 다르라는 것이다. 두 번째로는, 서식 예측 모델에 있어서 수환경 의존도가 높은 유생은 수계 환경요인에 영향을 많이 받을 것이고, 수환경 의존도가 보다 낮고, 육상먹이원을 선호하는 성체는 육상 환경요인에 영향을 많이 받는다는 가설을 세웠다.

II. 연 구 사

1. 꼬리치레도롱뇽

꼬리치레도롱뇽은 러시아, 일본, 중국 등지에서 서식하는 꼬리치레도롱뇽속(*Onychodactylus*)의 종들과 유전적으로 뚜렷하게 분화된 한국고유종이다. 2012년 이전에는 일본에 서식하는 종과 러시아, 중국 동북부, 한국에 서식하는 종 등의 2종으로 분류되었으나, 유전적 차이에 따라 모두 12종으로 분류되었다(Nikolay *et al.* 2012). 국제적으로는 꼬리치레도롱뇽의 개체수가 지속적으로 감소하는 것으로 보고되었으며, 감소 원인으로는 벌목 또는 산림의 훼손으로 인한 서식지 파괴로 인한 것으로 추측되고 있지만 정확한 요인을 파악하기 위해서는 추가적인 연구가 필요한 실정이다(IUCN 2004).

꼬리치레도롱뇽에 대한 연구는 분류학을 위주로 활발하게 진행되어 왔는데, 서구치개열을 통한 아종의 분류에 대한 연구(Smirniv and Vassilieva 2002, Wang *et al.* 2007, Vassilieva *et al.* 2013)와 유전형 비교를 통한 아종의 분류에 대한 연구(Lizuka *et al.* 1994, Chen *et al.* 2012, Poyakov *et al.* 2012)가 활발하게 이루어지면서 종이 세분화되고 있다. 그 외에 알에서 유생으로의 부화단계와 유생의 성장률(Regel 1979, Chao *et al.* 2003), 발생단계에 따른 형태변화(Regal and Epshtein 1975, Zhao *et al.* 2005, Wang *et al.* 2008), 계절에 따른 먹이원 구성에 관한 연구(Kuzmin and Solkin 1993), 유생의 선호 서식지 특성(Vorobyeva and Hinchliffe 1999) 등과 같은 기초적인 생태 연구가 수행되었다.

국내에서는 위 내용물 분석을 통한 먹이원 연구가 수행된 이후(윤 등 1996), 2005년에 꼬리치레도롱뇽의 집단산란지 연구가 처음으로 진행되었으며(Park 2005), 산란지의 연령구성에 관한 연구(Lee *et al.* 2008)가 수행되었다. 활동기는 4월부터 9월, 번식기는 5월부터 7월초이며, 10월부터는 동면에 들어간다(Park 2005, Poyakov *et al.* 2012). 국내에서 꼬리치레도롱뇽을 대상으로 한 연구로는 고도가 높은 산간에 서식한다는 것 이외에 서식지 특성에 대한 정보가 부족한 실정

이다(박 1994a, 계 2003).

꼬리치레도롱뇽은 1998년에 멸종위기종에서 해제되었지만, 국내 분포 지역이 좁고 분포지역의 서식 역시 국소적이고, 상대적으로 밀도가 낮으며(환경부 2001), 각종 도로공사나 관광지 개발이 진행되면서 산란지나 서식지가 소실되고 있다고 보고된 바 있다(박 1994b, 환경부 2001). 따라서 한국고유종인 꼬리치레도롱뇽의 서식지 보전을 위한 관리방안 마련을 위해 기초생태 연구를 보완하고 서식지 특성을 파악할 필요가 있다.

2. 양서류의 서식 환경 특성

대부분의 양서류는 야행성으로 낮에는 바위 밑이나 땅속에서 주로 휴식을 취하기 때문에 토양의 pH와 토양 수분의 변화에 민감하다(Wyman 1988). 유생의 경우에는 물 속에서만 활동하기 때문에 수중 pH와 용존산소량 등에 민감한 것으로 보고되었다(Noland and Ultsch 1981, Sadinski and Sunsin 1992). 또한, 각 종마다 선호하는 토양 pH나 토양 수분, 용존 산소 요구량이 달라 이에 대한 연구가 활발하게 이루어지고 있다(Wyman 1988, Frisbie and Wyman 1991, Sugalski and Claussen 1997, Grover 2000, Dillard *et al.* 2008b).

산림에 서식하는 종을 대상으로 조사한 연구에서는 수목잔존물의 양이 증가할수록, 상층부피도가 높을수록 종다양도와 종풍부도가 높아지는 것으로 보고되었다(David and William 2001, Mark and Henry 2002). 그 중 유미목의 선호 서식지에 관한 연구에서 수계와 육상에서의 암석피도가 서식지 선택에 영향을 미친다고 보고되었는데, 이는 수계의 암석피도가 유생이 포식자로부터의 위협을 피하는데 중요한 역할을 하고 성체의 이동성과 먹이활동에 영향을 미치기 때문인 것으로 연구되었다(Willson 1987). 또한, 낙엽의 양이 유미목의 은신처와 먹이의 풍부도에 영향을 미치므로, 산림의 주요 수종과 구조에 따라 변하는 낙엽량도 유미목의 선호 서식지 요인으로 작용한다고 보고되었다(Robert and Barry 1994, Mark and Henry 2002, Michael and Hartwell 2014).

국내에서는 금개구리(*Pelophylax chosonicus*), 맹꽁이(*Kaloula borealis*), 북방산개구리(*Rana dybowskii*), 움개구리(*Rana glandirana*), 참개구리(*Rana nigromaculata*), 청개구리(*Hyla japonica*) 등 6종의 서식지 특성에 관한 연구가 이루어졌다(라 2010, 정 등 2015, 노 2016). 각 종의 서식지 특성으로는 금개구리는 수심이 깊지 않고, 식생피도가 높으며 황소개구리의 개체수가 적을수록 개체수가 많은 것으로 연구되었다(라 2010). 참개구리는 식생과의 거리가 가까울수록, 인접지역 식생면적 비율이 높을수록, 수변의 바위가 많을수록 서식지 적합성이 높은 것으로 나타났고, 청개구리는 농수로가 있고 하천 폭이 넓은 것이 서식 환경의 특성으로 분석되었는데, 청개구리는 참개구리에 비해 서식 환경에 덜 민감한 것으로 보고되었다. 북방산개구리와 움개구리는 비슷한 서식 환경 특성을 나타냈는데, 농수로와의 거리가 가깝고, 바위, 논,의 면적이 큰 곳을 서식지로 선호하는 것으로

확인되었다(정 등 2015). 맹꽁이의 경우 물억새군락으로 이루어진 서식지를 선호하는 것으로 확인되었고, 물웅덩이와의 거리보다는 인위적인 간섭이 없는 환경을 선호하는 것으로 보고되었다(노 2016). 이처럼 국내에 서식하는 양서류의 서식지 특성에 관한 연구는 비교적 최근에 이루어지고 있으나, 산림에 서식하는 도롱뇽류의 서식 환경에 관한 연구는 부족한 실정이다.

따라서 본 연구를 통해 각 종의 선호 서식 환경 연구의 일환으로 꼬리치레도롱뇽의 출현지점과 비출현지점을 파악하고, 출현, 서식에 영향을 미칠 것으로 고려되는 환경요인을 조사하여 서식 환경의 특성을 파악하는 연구가 필요하다.

3. 양서류 서식 예측 모델

한 생물종의 보호를 위해서는 대상종의 서식 환경 특성을 파악하고, 이를 고려한 서식지의 효율적인 관리가 필요하다(서와 박 2000, Alados *et al.* 2003). 따라서 단일종의 서식지 이용에 관한 정보를 정량화하는 서식지 모델링에 관한 연구가 활발하게 진행되고 있다. 서식 환경요인을 분석하고 모델링 하는 것은 각각의 환경요인이 서식에 미치는 영향뿐만 아니라 여러 복합적인 요인간의 상호작용을 효과적으로 이해할 수 있는 주요 수단이 된다(Gough and Rushton 2000, Pearce and Ferrier 2000).

양서류의 서식지 연구에 있어 한 개의 요인뿐만 아니라 다양한 요인들간의 상호작용을 고려한 서식지 모델링 기법으로는 GIS를 이용하여 서식지 적합성 모형이나 서식 예측 모형, 종분포 모형을 지도화하고(Ray *et al.* 2002, 김 외 2015, 정 외 2015), 출현지역과 비출현 지역에서의 서식밀도와 환경요인을 분석하는 일반선형모형(Beja and Alcazar 2003, Knapp *et al.* 2003, Raffel *et al.* 2006, Franklin *et al.* 2009), 하나 이상의 랜덤 효과(random effect)를 가지는 일반화선형혼합모형(Bomford *et al.* 2009, Adams *et al.* 2013, Johnson *et al.* 2013), 종속변수를 이분형 변수로 가지는 로지스틱 회귀모형(Guerry and Hunter 2002, Lips *et al.* 2003) 등을 통한 서식지 모델링 연구가 활발하게 이루어지고 있다. 특히, 로지스틱 회귀모형에서는 각종 요인에 대한 제약이 덜해 여러 환경요인들의 조합을 종의 출현 및 서식 예측에 이용할 수 있어 국내외 다양한 양서류의 서식 예측 모형으로 연구되어 왔다(Diller and Wallace 1994, Larsen *et al.* 2000, Feccio 2003, Porej *et al.* 2004, Dillard *et al.* 2008a, 정 등 2015).

Ⅲ. 연 구 방 법

1. 연구지역

본 연구에서는 서울대학교 남부학술림이 위치한 백운산 일대를 연구대상지로 선정하였다. 전라남도 광양시 다압면, 진상면, 및 옥룡면과 구례군 간전면의 경계지역에 위치하고 있는 백운산(동경 127° 37' 19", 북위 35° 06' 26")은 한반도의 남부지역으로 연평균 기온은 14.2℃이고, 연중 0.5℃-25.0℃의 변화를 나타낸다. 연평균 강수량은 1,440mm이고, 이 중 50~52%는 여름철(6월~8월)에 집중되어 있으며, 인접지역보다 강수량이 100~400mm이상 많은 다우지역이다(기상청 2017). 백운산의 최고 해발고도는 1,222m이고, 서쪽으로 도솔봉·형제봉(1,125m), 동쪽으로 매봉(867m)을 중심으로, 남쪽으로 뻗치는 4개의 지맥을 가지고 있고, 섬진강 하류를 사이에 두고 지리산과 남북으로 마주보고 있다. 수계는 크게 3갈래이고, 백운산을 중심으로 방사형으로 이루어져있다(Figure 1).

백운산 내 식생은 참나무류(*Quercus*), 고로쇠나무(*Acer pictum*), 신갈나무(*Quercus mongolica*), 서어나무(*Carpinus laxiflora*) 등 낙엽활엽수와 소나무류가 주로 분포하고 있고, 조사지역 안에는 노각나무(*Stewartia koreana*), 층층나무(*Cornus controversa*), 당단풍나무(*Acer pseudosieboldianum*), 소나무(*Pinus densiflora*), 잣나무(*Pinus koraiensis*) 등이 분포하고 있다(서울대학교 학술림). 포유류 15종, 조류 49종, 양서류 9종, 파충류 8종이 서식하는 것으로 알려져 있다(백운산자연휴양림 2017).

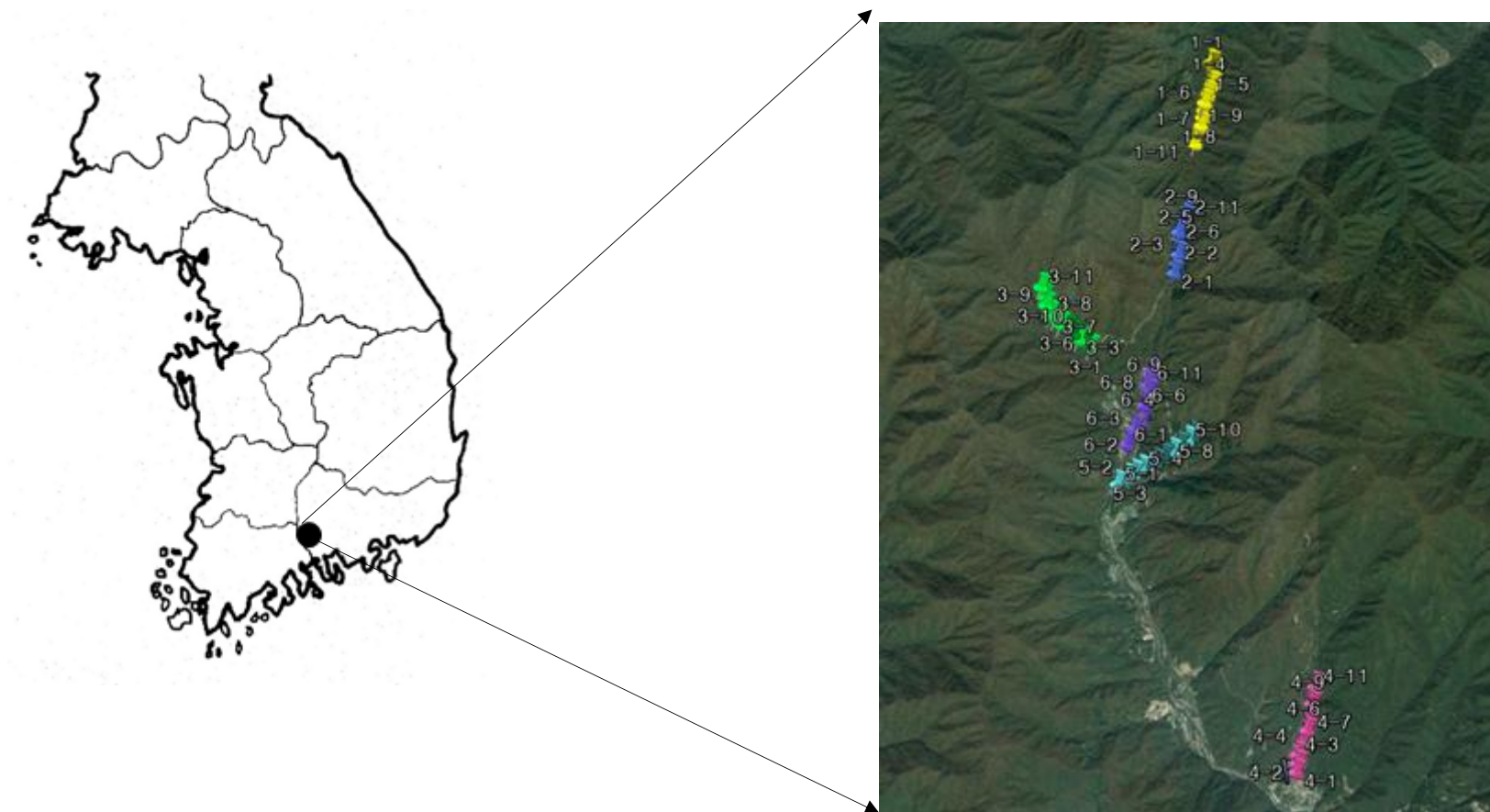


Figure 1. Location of the study area and six survey routes at Mt. Baegun in Jeollanam-do, Republic of Korea

2. 조사구 설정

조사 경로는 고도 500m를 기준으로 저지대(200m-500m)와 고지대(500m-800m)에 각각 3개의 조사경로, 총 6개의 조사경로를 수계를 따라 무작위로 선정하였다. 하나의 조사경로 내에서 60m 간격으로 조사구를 설정하였는데(Rochards *et al.* 1994), 양서류의 특성상 수계, 수변, 육상 서식지 모두를 포함하기 위해 조사구의 좌우 길이는 수계의 중심에서 양쪽 10m, 가로 길이 20m로, 각 조사구는 20m×30m로 설정하였다(Figure 2). 또한, 선행 연구에서 확인된 도롱뇽류의 행동권($0.11-494\text{m}^2$)을 고려하여(Barbour *et al.* 1969, Kleeberger and Werner 1982, Schulte *et al.* 2007, Peterman and Craeford 2008) 각 조사구의 독립성을 위해 두 개의 조사구 중 하나씩을 건너뛰어 조사구를 설정하였다(MacKenzie and Bailey 2004, Maigret 2013). 따라서 한 개의 조사구 면적은 600m^2 이고(Figure 2), 이는 꼬리치레도롱뇽의 잠재 서식지로서의 면적을 포함한다고 볼 수 있다. 1번 조사경로 상에서 11개, 2번 조사경로 상에서 10개, 3번 조사경로 상에서 11개, 4번 조사경로 상에서 11개, 5번 조사경로 상에서 12개, 6번 조사경로 상에서 7개 등, 총 62개의 조사구를 설정하였고, 각 조사 경로는 직선거리상 156m 이상 2,031m 이하의 거리에 있다.

각 조사구 내에서 서식지 환경조사를 위한 보조조사구를 설정하였다. 수계 중심의 반경 2.5m를 수변 환경요인 보조조사구 한 개 지점, 수계 중심으로부터 양쪽 10m 지점에서의 반경 2.5m의 육상 환경요인 보조조사구 두개 지점을 설정하여 서식지 환경조사를 실시하였다(Figure 2). 수계의 폭이 20m를 초과한 조사구가 없었기 때문에 육상 환경요인 보조조사구의 설정에 있어서 예외적으로 수계 중심에서 10m이상 떨어진 곳은 없었다.

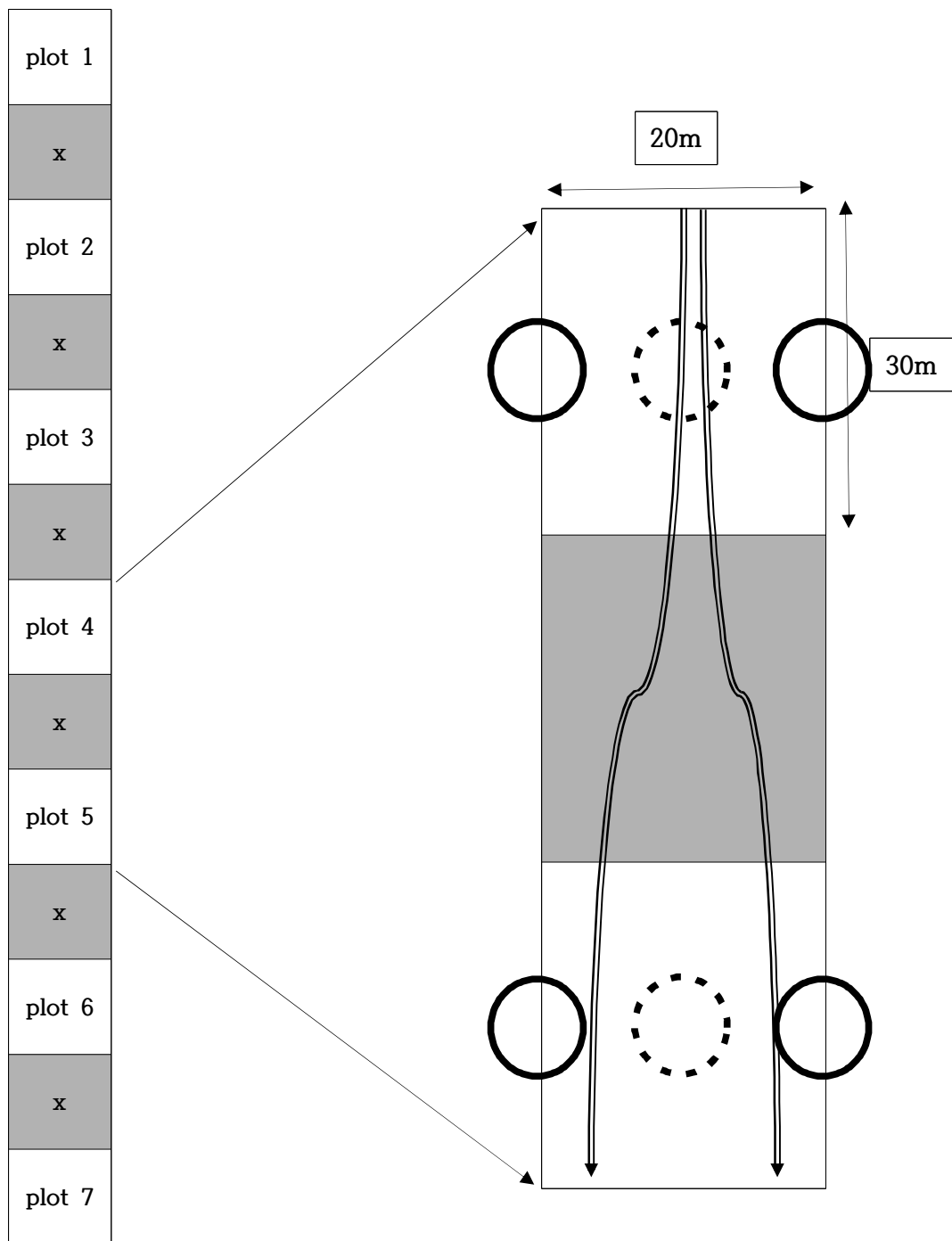


Figure 2. Survey plot for species presence and environmental variables

○ : Sub-plot for terrestrial environmental variables (radius: 2.5 m)

⊖ : Sub-plot for aquatic environmental variables (radius: 2.5 m)

⇓ : Stream

3. 출현조사

본 연구에서는 꼬리치레도롱뇽의 유생 및 성체의 출현지점과 비출현지점을 파악하기 위해 수계로의 출현이 많을 것으로 생각되는 계절별(봄, 여름)로 4회, 1일 2회(오전, 야간), 총 16회 조사를 실시하였다(Table 1). 총 조사기간은 127일이고, 총 조사일수는 48일이다. 1일 1경로 조사를 원칙으로 하였으며 조사시간은 오전조사의 경우, 8:00 ~ 9:00 사이에 일출이 완전히 이루어진 후에 시작하였고, 야간조사는 20:00 ~ 21:00 사이에 일몰이 완전히 이루어진 후에 조사를 시작하여 12시간 간격으로 약 3시간 동안 조사를 실시하였다. 각 조사는 10일 이내에 6개의 조사경로를 모두 완료하고, 관찰개체의 중복을 피하기 위해 7일 이상의 간격을 두고 재방문하였다(Williams and Berkson 2004).

꼬리치레도롱뇽의 출현 및 비출현의 여부는 선형횡단조사법(line transect sampling)을 이용하여, 수계를 따라가면서 좌우 10m 내부에서의 출현여부를 기록하였다(Urbian-Cardona *et al.* 2006). 선형횡단조사법은 저지대의 계곡 주변, 고지대의 산림지역에서의 동물상을 조사하는데 적합한 방법으로 알려져 있다(Heyer *et al.* 1994). 돌이나 낙엽을 뒤지는 등의 방법이 서식지 교란이 될 수 있어 최대한 돌이나 낙엽 등을 들추지 않고 육안조사(visual encounter survey)를 실시하였고(Flint and Harris 2005, Grover 2006), 야간 조사시에는 헤드랜턴(E78AHB2, Petzl)을 이용하여 조사를 실시하였다(Figure 3).

Table 1. Schedule for species presence surveys

Survey schedule		
Spring	1 st	09–11 April 2015, 16–18 April 2015
	2 nd	23–25 April 2015, 30 April–02 May 2015
	3 rd	07–09 May 2015, 15–17 May 2015
	4 th	18–20 May 2015, 28–30 May 2015
Summer	1 st	14–22 June 2015
	2 nd	28 June–05 July 2015
	3 rd	18–25 July 2015
	4 th	09–16 August 2015



Figure 3. Line transect methods for species presence surveys (A : morning (08:00–11:00), B : nightt (20:00–23:00))

4. 환경요인 선정 및 조사

본 연구에서는 소형 야생동물에 해당하는 양서류의 서식지가 수변지역의 생물적 요인과 비생물적 요인에 모두 영향을 받는 점을 고려하여 미소서식지 요인(microhabitat factors)을 위주로 서식지 환경요인을 선정하고 (Marsh and Beckman 2004, Howard *et al.* 2012), 꼬리치레도롱뇽 서식지의 대표적인 환경요인으로 알려진 고도를 환경요인으로 추가하였다(박 1994, 계 2003).

서식지 환경요인 선정을 위하여 선행연구를 바탕으로 꼬리치레도롱뇽의 유생과 성체의 출현 및 서식에 영향을 미칠 것으로 고려되는 환경요인을 검토하였다. 조사경로를 설정하는데 기준이 된 고도를 환경요인으로 선정하고, 육상 환경요인으로는 토양 pH(Sadinski and Sunsin 1992), 토양 수분(Wyman 1988), 낙엽깊이(Pough *et al.* 1987)를 선정하였다. 수계 환경요인으로는 물리적 요인인 수심과 폭, 경사도, 화학적 요인인 수중 pH, 용존산소량(Noland and Ultsch 1981)을 선정하였다. 또한, 수변 환경요인으로 육상과 수계에서 공통적으로 고려되는 요인으로는 기질의 구성(Willson 1987)과 층별 피도(DeMaynadier and Hunter 1995), 도목잔존물의 부피(Maser *et al.* 1979, Franklin *et al.* 1981)를 선정하였다. 이를 통해 육상, 수계, 및 수변 환경을 대표하는 총 15개의 환경요인을 선정하였다 (Table 2).

선정된 서식지 환경요인은 각각의 특성과 선행연구를 따라 조사하였다. 고도는 GPS(Oregon 550, Garmin)를 이용하여 4m의 오차범위 이내에서 측정하였다.

육상 환경요인인 토양 pH와 토양 수분, 낙엽깊이는 육상환경 보조조사구내의 임의의 지점을 선정하여 1분 동안 3회 반복 측정한 후 평균값을 기록하였다. 토양산습도계(Takemura DM-5)를 이용하여 pH는 0-8 사이의 숫자를 0.5 단위로 측정하여 기록하였고, 토양 수분은 토양의 상대습도를 0-100%까지 5% 단위로 측정하여 기록하였다(Figure 4). 낙엽깊이는 3지점의 평균값을 1cm 단위로 기록하였다.

수계 환경요인 중 경사도는 조사구의 수계 중심과 다음 조사구의 고도 차이를 계산하여 각도를 산출하였다. 수심은 보조조사구 내 임의의 3개 지점을 선정하여 깊이를 측정한 후 평균값을 1cm 단위로 기록하였고, 강폭은 물의 상층 표면이 육상과 맞닿는 지점을 레이저 거리측정기(Disto D410, Leica)로 측정하였다(Mark 1986). 또한 보조조사구의 3지점에서 pH Meter(Lutron YK-2005WA)를 이용하여 수중 pH를 0.01 단위로, 용존산소량을 0.1 단위로 5분 동안 측정하여 평균값을 기록하였다(Table 3, Figure 5).

수변 환경요인으로, 육상과 수계에서 모두 조사한 환경요인(Table 3) 중 기질의 구성은, 암석을 크기에 따라 총 4단계로 나누어 전체를 100%로 두고 5% 단위로 전체 면적 대비 암석이 차지하는 비중을 기록하였다. 크기는 지름 4mm 미만은 모래(gravel), 지름이 4mm 이상 64mm 미만은 자갈(pebble), 지름 64mm 이상 256mm 미만은 돌(cobble), 지름이 256mm 초과인 것은 바위(boulder)로 나누어 기록하였다(Wentworth 1922). 층별피도는 지표면으로부터 1m 미만의 하층부 식생피도(understory cover), 1m 이상 2m 미만의 중층피도(midstory canopy), 2m 이상 8m미만의 중상층피도(sub-overstory canopy), 8m 초과인 상층피도(overstory canopy)를 1-5까지 각각 5단계로 나누어 기록하였다(1 : 0-20%, 2: 20-40%, 3: 40-60%, 4: 60-80%, 5: 80-100%)(Kent and Coker 1992). 도목잔존물은 양쪽의 지름과 길이를 측정하여 분석에서 부피를 산출할 수 있도록 기록하였다(Maser *et al.* 1979, Franklin *et al.* 1981).

Table 2. Environmental variables used to determine habitat characteristics of *Onychodactylus koreanus* at Mt. Baegun in Jeollanam-do, Republic of Korea

Environments	Variables
Altitude	Altitude (m)
Terrestrial habitat	Leaf litter depth (cm)
	Soil pH
	Soil moisture (%)
Riparian – terrestrial habitat	Volume of downed coarse woody debris (cm ³)
	Canopy cover by height (%)
	Substrates by size (%)
Aquatic habitat	Stream depth (cm)
	Stream width (m)
	Stream pH
	Dissolved oxygen (%)
	Slope (°)
Riparian – aquatic habitat	Volume of downed coarse woody debris (cm ³)
	Canopy cover by height (%)
	Substrates by size (%)

Table 3. Environmental variables in riparian habitats

Variables	Detailed variables
Coarse woody debris	Length (cm)
	Both sides diameter (cm)
Canopy cover by height	Understory cover (<1m)
	Midstory canopy (1–2m)
	Sub–overstory canopy (2–8m)
	Overstory canopy (>8m)
Substrates	Gravel (<4mm)
	Pebble (4–64mm)
	Cobble (64–256mm)
	Boulder (>256mm)

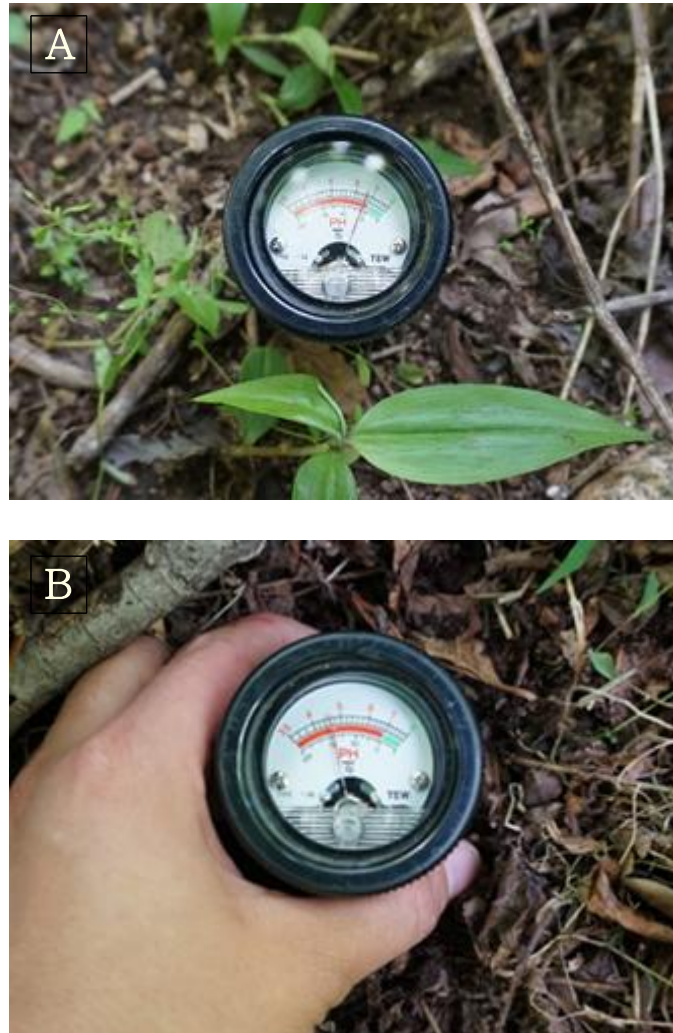


Figure 4 . Measuring terrestrial environmental variables
(A: soil pH 6.6, B: soil moisture (relative humidity in soil) 70%)



Figure 5 . Measuring aquatic environmental variables
(A: pH, B: dissolved oxygen)

5. 서식 예측 모델

종의 분포와 환경 요인과 같은 변수 사이의 관계를 정량적으로 분석할 수 있는 방법으로 판별분석과 로지스틱 회귀분석이 대표적으로 사용되고 있다. 판별분석은 출현과 비출현지역을 비교하여 소규모 서식지 특성을 분석하는 통계적 기법으로, 다음과 같은 두 가지 전제를 필요로 한다. 먼저 독립변수의 행렬이 출현 및 비출현 지역에서 동일해야 하고, 독립변수들은 다변량 정규분포를 나타내야한다는 것이다 (North and Reynold 1996). 이질적인 공분산 구조는 분류식을 왜곡시킬 수 있고, 이는 출현 지역과 비출현 지역의 표본 비율이 다를 때 더 심하다(Williams 1981, Morrison 1984). 또 판별분석의 경우 종속변수로 연속형 변수를 이용해야하기 때문에 범주형 자료를 포함하고 있는 분석에는 적용하기 힘들다(Press and Sandra 1978, 서 1999). 이로 인하여 실제적인 서식지 이용에 대해 통계적인 조건들이 덜 제약적이면서 최대우도비추정기법(Maximum likelihood analysis)을 사용하여 종의 서식을 예측하는 로지스틱 회귀모형이 제안되었다(Capen *et al.* 1986, Manly *et al.* 1993)

로지스틱 회귀분석을 통한 서식지 모형 개발은 종속변수가 이분형 척도로 측정되고, 종속변수의 정규분포 가정이 불분명할 때 사용할 수 있는 분석방법이다(Capen *et al.* 1986, Manly *et al.* 1993, Press and Wilson 1998). 본 연구에서의 종속변수는 조사 지역 내 꼬리치레도롱뇽의 출현과 비출현 지역, 이분형 척도로 측정되고 환경 변수의 대부분이 정규분포를 이루지 않았기 때문에, 서식지 모형 개발의 분석 방법으로서 로지스틱 회귀분석을 선택하였다.

로지스틱 회귀모형에서 종속변수와 독립변수의 관계는 독립변수가 주어진 상황에서 종속변수의 기댓값으로 표현된다. 이때, 종속변수인 y 는 출현지점에 1, 비출현지점에 0을 부여하고, 선택된 환경변수를 통계분석에 이용하였다. 설명변수 x 는 종속변수의 확률 P 를 결정하게 되는데, 본 연구에서는 출현확률은 p_x , 비출현 확률은 $1-p_x$ 로 나타낼 수 있으며, 이에 대한 로짓 변환을 고려하여 분석하면 이를 식(1)과 같이 표현할 수 있다.

$$\text{logit}[P_x] = \log\left(\frac{p_x}{1-p_x}\right) = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_k x_k \quad (1)$$

식(1)에서 추정된 회귀계수로부터 사후확률에 대한 추정식을 식(2)와 같이 표현할 수 있다.

$$p_x = \frac{\exp(\alpha + \beta x)}{1 + \exp(\alpha + \beta x)} \quad (2)$$

여기서 모수 β 는 출현 확률의 증가 또는 감소율을 결정하고, β 가 증가함에 따라 출현 확률도 증가한다.

로지스틱 회귀분석을 통해 유의성 검정을 거쳐 선정된 환경요인을 로지스틱 회귀모형을 이용하여 분석에 사용하였다. 환경 변수의 유의성 검증은 단계적으로 불필요한 변수를 제거하고, 이를 반복하여 모형에 포함될 독립변수의 상관성에 관한 예측력을 갖는 후진선택방법(backward stepwise)을 이용하였다. 모든 요인을 모형에 포함한 후, 변수가 종속변수의 발생 가능성에 0.5 이상의 영향을 나타내지 않으면 모형에서 변수를 하나씩 제외하고, 더 이상 변수를 제거할 수 없을 때까지 반복되도록 분석하였다.

로지스틱 회귀분석으로 출현지점과 비출현 지점의 환경변수를 비교하여 유의미한 차이가 나는 요인들로 2개 이상의 요인을 랜덤으로 결합하여 성체와 유생 각각 11개의 잠재 서식지 경쟁모형을 만들었고, 각 모형에서 가장 낮은 아카이케 정보량 기준값(Akaike's Information Criterion, AIC)과 모델가중치(model weight, w_i)가 가장 높은 모형을 성체와 유생의 최종 서식지 모델로 선정하였다. 아카이케 정보량 기준값은 모형의 간명성을 평가하는 값으로 서식지 모형 적합도를 정량화하는 값으로 주로 이용된다(Akaike 1973, Burnham and Anderson 1989).

$$AIC = -2 \log \mathcal{L}(\hat{\theta}|y) + 2k$$

이 때, 조사구 개수 n 을 변수 k 로 나눈 값이 40 이하일 때에는 AICc (small-sample-size corrected Akaike information criterion) 값을 사용한다. 본

연구에서는 조사구의 개수가 62개, 선택된 변수가 2개 이상이므로 AIC값을 AICc값으로 변환하여 비교하였다(Hurvich and Tsai 1989).

$$AIC_c = AIC + \underbrace{\frac{2k(k+1)}{n-k-1}}_{\text{bias-correction}}$$

선택된 모형의 설명력을 Nagelkerke r^2 값으로 확인하고(Nagelkerke 1991), Hosmer-Lemeshow test(Hosmer and Lemeshow 1997)를 통해 모형이 적합한지의 여부를 판단하였다($P > 0.05$). 모든 과정은 SPSS 21 (IBM, USA)로 분석하였다.

IV. 연구 결과 및 고찰

1. 출현조사

총 8회의 출현조사에서 62개의 조사구 중 32개 조사구에서 꼬리치레도롱뇽의 출현이 확인되었고, 30개 조사구에서 출현이 확인되지 않았다.

성체는 16개 조사구에서 58개체가 발견되었고, 계절별로는 봄에 11개 조사구에서 22개체(1차: 4개체, 2차: 7개체, 3차: 5개체, 4차: 6개체), 여름에 16개 조사구에서 36개체(1차: 8개체, 2차: 6개체, 3차: 6개체, 4차: 2개체)가 발견되었다(Table 4). 8회에 걸쳐 진행된 출현조사의 결과, 성체의 출현 지점은 총 16지점이고, 비출현 지점은 46지점으로 나타났으며(Table 4), 각 지점에서의 환경요인을 비교하여 최종 서식 예측 모델에 사용하였다. 시간별 출현조사 결과를 비교해 본 결과 성체는 주간 조사 시 전혀 발견되지 않았고, 모든 개체는 야간 조사 시 발견되었다(Figure 6).

유생은 23개 조사구에서 253개체가 발견되었고, 계절별로는 봄에 19개 조사구에서 83개체(1차: 10개체, 2차: 14개체, 3차: 18개체, 4차: 41개체), 여름에 19개 조사구에서 170개체(1차: 39개체, 2차: 52개체, 3차: 61개체, 4차: 18개체)가 발견되었다(Table 4). 8회에 걸쳐 진행된 출현조사의 결과, 유생의 출현 지점은 총 23지점이고, 비출현 지점은 39지점으로 나타났으며(Table 4), 각 지점에서의 환경요인을 비교하여 최종 서식 예측 모델에 사용하였다. 시간별 출현조사 결과를 비교해 본 결과 유생은 주간에는 23개체, 야간에 230개체가 발견되었고, 주간보다 야간에 항상 더 많이 발견되었다(Figure 6).

꼬리치레도롱뇽 성체의 시간별 출현 조사 결과, 주간에는 성체가 발견되지 않았고, 개체는 주로 야간에 발견되었다. 이는 본 조사가 수계주변부를 중심으로 육안조사를 실시하였기 때문에, 주간에 돌 밑이나 흙을 파고들어 휴식을 취하는 개체를 발견하지 못했기 때문인 것으로 판단된다(Grover 1998, Poyarkov *et al.* 2012). 야간에는 먹이활동을 위해 수계주변부로 출현한 개체가 일부 발견되는 등(Kuzmin

and Solkin 1993, 윤 등 1996), 야행성인 꼬리치레도롱뇽의 생태적 특성(Park 2008, Poyarkov *et al.* 2012)으로 인해 야간 조사시 발견 개체수가 많았던 것으로 판단된다.

유생의 시간별 출현 조사 결과에서도 이와 동일하게 야간에 항상 더 많은 개체수가 발견되었다. 이는 꼬리치레도롱뇽이 유생 때부터 야행성의 성격을 나타내기 때문인 동시에(Anderson and Grham 1967, Kutka 1994), 물 속에서만 생활하는 유생의 생활 반경이 좁아 수계 내부의 바위나 낙엽 밑에 있던 일부 개체를 주간에도 발견할 수 있었던 것으로 생각된다.

Table 4. The number of occupied plots where adult and larva *Onychodactylus koreanus* were detected and the total number of detected individuals based on presence surveys at 32 plots at Mt. Baegun in Jeollanam-do, Republic of Korea

Season	Time	Survey	Adults		Larvae	
			No. of occupied plot	No. of detected	No. of occupied plot	No. of detected
				individual		individual
Spring ¹	Morning	1 st	0	0	0	0
		2 nd	0	0	0	0
		3 rd	0	0	0	0
		4 th	0	0	2	5
	Night	1 st	4	4	5	10
		2 nd	7	7	7	14
		3 rd	5	5	8	18
		4 th	6	6	18	41
Summer ²	Morning	1 st	0	0	2	6
		2 nd	0	0	3	4
		3 rd	0	0	2	8
		4 th	0	0	0	0
	Night	1 st	8	10	11	39
		2 nd	6	9	16	52
		3 rd	6	15	15	61
		4 th	2	2	8	18
Total		16	58	23	253	
32 Plots						

¹ Spring: 09 April 2015 ~ 30 May 2015, ² Summer: 14 June 2015 ~ 09 August 2015

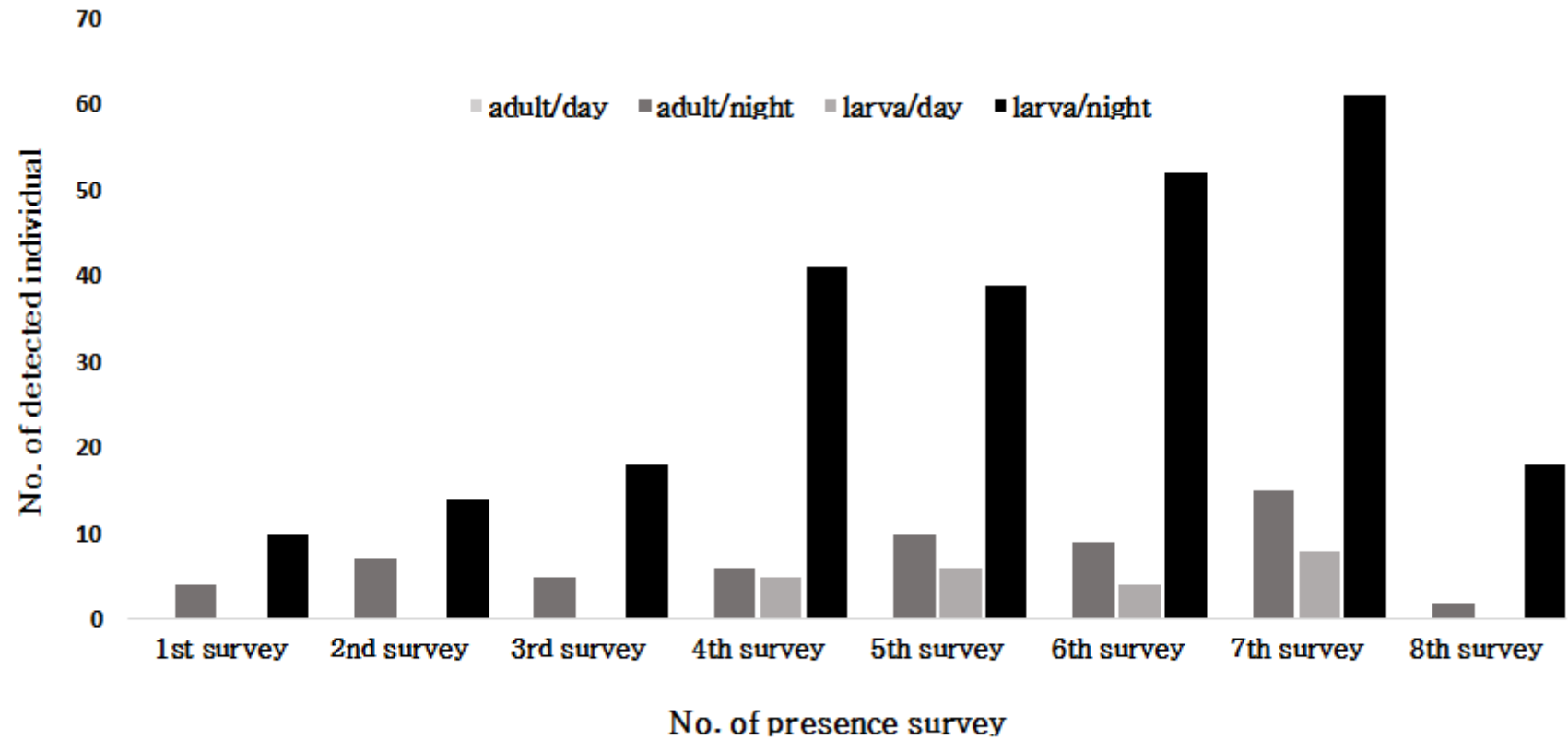


Figure 6. The number of detected *Onychodactylus koreanus* grouped by age and time of day during the eight presence surveys at Mt. Baegun in Jeollanam-do, Republic of Korea

2. 서식 예측 모델

2.1.1. 성체의 서식 예측 모델에 포함될 환경요인 선정

총 27개의 환경요인 중 꼬리치레도롱뇽 성체의 출현과 비출현 지점의 요인을 비교하여 출현에 영향을 미치는 요인을 파악하여 서식지 모델에 포함할 요인을 선정하기 위해 로지스틱 회귀분석을 실시하였다. 로지스틱 회귀분석에 앞서 성체가 출현한 16개 지점과 성체가 출현하지 않은 46개 지점의 측정값을 나타낸 기술통계량을 표로 나타내고(Table 5), 출현지점과 비출현지점에서의 요인별 평균값을 그래프로 나타내었다(Figure 7, Figure 8).

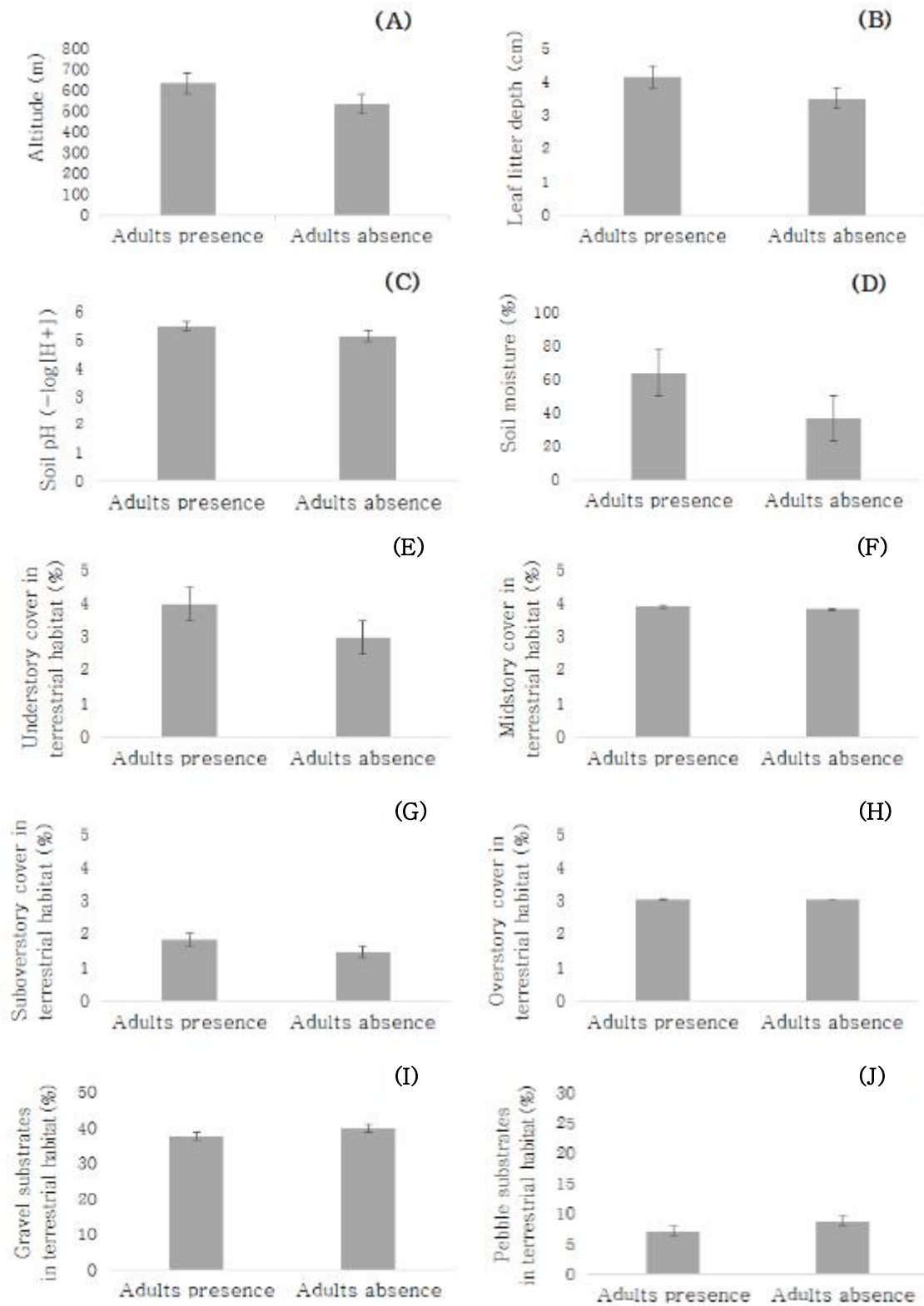
로지스틱 회귀분석의 결과로, 성체의 출현지점과 비출현지점에서 유의미하게 차이를 나타낸 요인은 고도와 육상 환경요인 4개, 수계 환경요인 2개, 총 7개였다. 그 요인으로서는 고도, 토양 pH, 토양 수분, 육상의 돌 피도(64–256mm), 육상의 상층부 피도(>8m), 수계의 바위 피도(>256mm), 수계의 상층부 피도(>8m), 총 7개 요인인 것으로 나타났다(Table 6).

이 값들을 성체의 서식 예측 모델에 포함하기에 앞서 모델 예측의 정확도를 떨어뜨리는 다중공선성(multi-collinearity)을 지니는 변수를 분산팽창인자(VIF: Variance Inflation Factor)의 여부를 판별하여 제거하였다(VIF>10). 그 결과 수계의 바위 피도(>256mm)는 다른 변수에 영향을 주어 모델의 정확도를 떨어뜨리는 것으로 판단되어 모든 모델에서 제외하였다(Table 6).

최종적으로 서식 예측 모델에 포함된 변수는 고도, 토양 pH, 토양 수분, 육상의 돌 피도, 육상과 수계의 상층부 피도 총 6개를 포함하여 작성되었다.

Table 5. Descriptive statistics of environmental variables for presence/absence plots of adult *Onychodactylus koreanus*

Variables		Adults Presence(N=16)		Adults Absence(N=46)	
		Mean \pm SD(Range)	Median	Mean \pm SD(Range)	Median
Altitude	Altitude (m)	631.2 \pm 123.8 (445–792)	670.5	533.6 \pm 160.9 (259 – 744)	571.5
Terrestrial habitat	Leaf litter depth (cm)	4.15 \pm 2.48 (0.75 – 9.00)	3.80	3.50 \pm 1.88 (0.5 – 8.5)	3.3
	Soil pH ($-\log[H^+]$)	5.48 \pm 0.12 (5.05 – 5.7)	5.4	5.12 \pm 0.11 (5.05 – 5.325)	5.2
	Soil moisture (%)	63.69 \pm 11.22 (35 – 80)	60.1	36.53 \pm 15.68 (17.5 – 67.5)	35.3
	Volume of CWD (cm ²)	71659 \pm 52190 (0 – 197864)	71604	66345 \pm 86400 (0 – 335181)	34126
	Understory cover (%)	3.94 \pm 1.34 (0–5)	4.5	2.95 \pm 1.39 (0–5)	3.5
	Midstory canopy (%)	3.88 \pm 0.65 (0–5)	4.1	3.81 \pm 1.06 (0 – 5)	4.1
	Sub-overstory canopy (%)	1.84 \pm 0.80 (0–5)	1.9	1.47 \pm 0.91 (0 – 4)	1.5
	Overstory canopy (%)	3.03 \pm 1.42 (0–5)	3.1	3.02 \pm 1.23 (0 – 5)	0.9
	Gravel substrates (%)	37.7 \pm 21.5 (10 – 77.5)	35.2	39.8 \pm 25.0 (5 – 87.5)	40.4
	Pebble substrates (%)	7.03 \pm 7.35 (0 – 25)	4.8	8.75 \pm 11.32 (0 – 40)	5.8
	Cobble substrates (%)	11.72 \pm 9.55 (0 – 25)	10.6	8.49 \pm 8.47 (0 – 30)	5.5
	Boulder substrates (%)	41.72 \pm 19.46 (5 – 90)	42.5	41.93 \pm 21.44 (0 – 85)	50.1
Aquatic habitat	Stream depth (cm)	20.7 \pm 12.1 (5 – 48)	20.0	23.8 \pm 14.8 (7 – 48)	19.2
	Stream width (cm)	5.38 \pm 4.59 (1 – 17)	4.2	7.12 \pm 3.77 (2 – 16)	6.7
	Stream pH ($-\log[H^+]$)	6.75 \pm 0.21 (5.35 – 6.81)	6.8	6.49 \pm 0.53 (4.82 – 6.84)	6.5
	Dissolved oxygen (%)	44.94 \pm 3.83 (37 – 55)	44.5	42.06 \pm 3.05 (38 – 49)	43.3
	Volume of CWD (cm ²)	34419 \pm 51331 (0 – 194272.6)	19631	43709 \pm 62230 (0 – 328669.3)	25812
	Slope (°)	26.93 \pm 11.94 (0 – 41)	29	21.37 \pm 9.54 (6 – 41)	21
	Understory cover (%)	4.38 \pm 1.36 (0–5)	4.4	1.98 \pm 1.77 (0 – 5)	2.1
	Midstory canopy (%)	2.88 \pm 1.49 (0–5)	2.9	2.71 \pm 1.82 (0 – 5)	3.2
	Sub-overstory canopy (%)	1.00 \pm 1.17 (0 – 5)	0.9	0.61 \pm 0.96 (0 – 3)	0.9
	Overstory canopy (%)	0.63 \pm 1.22 (0–5)	0.8	0.33 \pm 0.88 (0 – 5)	0.4
	Gravel substrates (%)	12.81 \pm 16.58 (0 – 50)	7.5	9.89 \pm 13.59 (0 – 80)	10.4
	Pebble substrates (%)	10.63 \pm 10.29 (0 – 30)	10.6	19.48 \pm 15.76 (0 – 80)	20.2
	Cobble substrates (%)	19.38 \pm 17.04 (0 – 50)	15.3	25.52 \pm 20.29 (0 – 70)	20.1
	Boulder substrates (%)	59.69 \pm 17.72 (40 – 95)	55.1	42.61 \pm 23.94 (0 – 90)	40.7



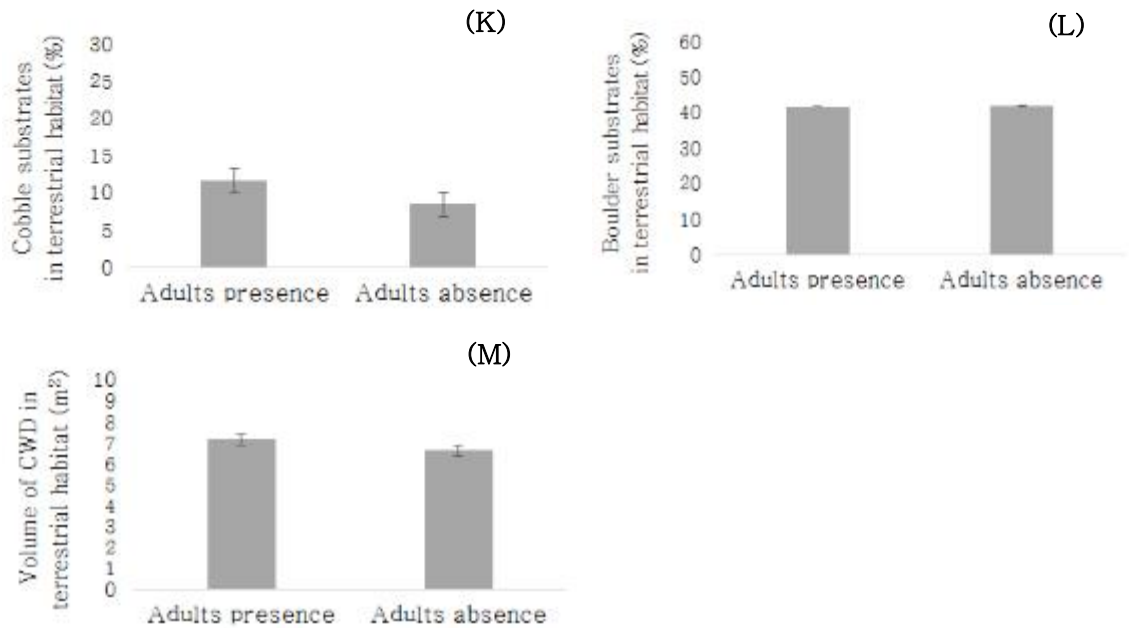
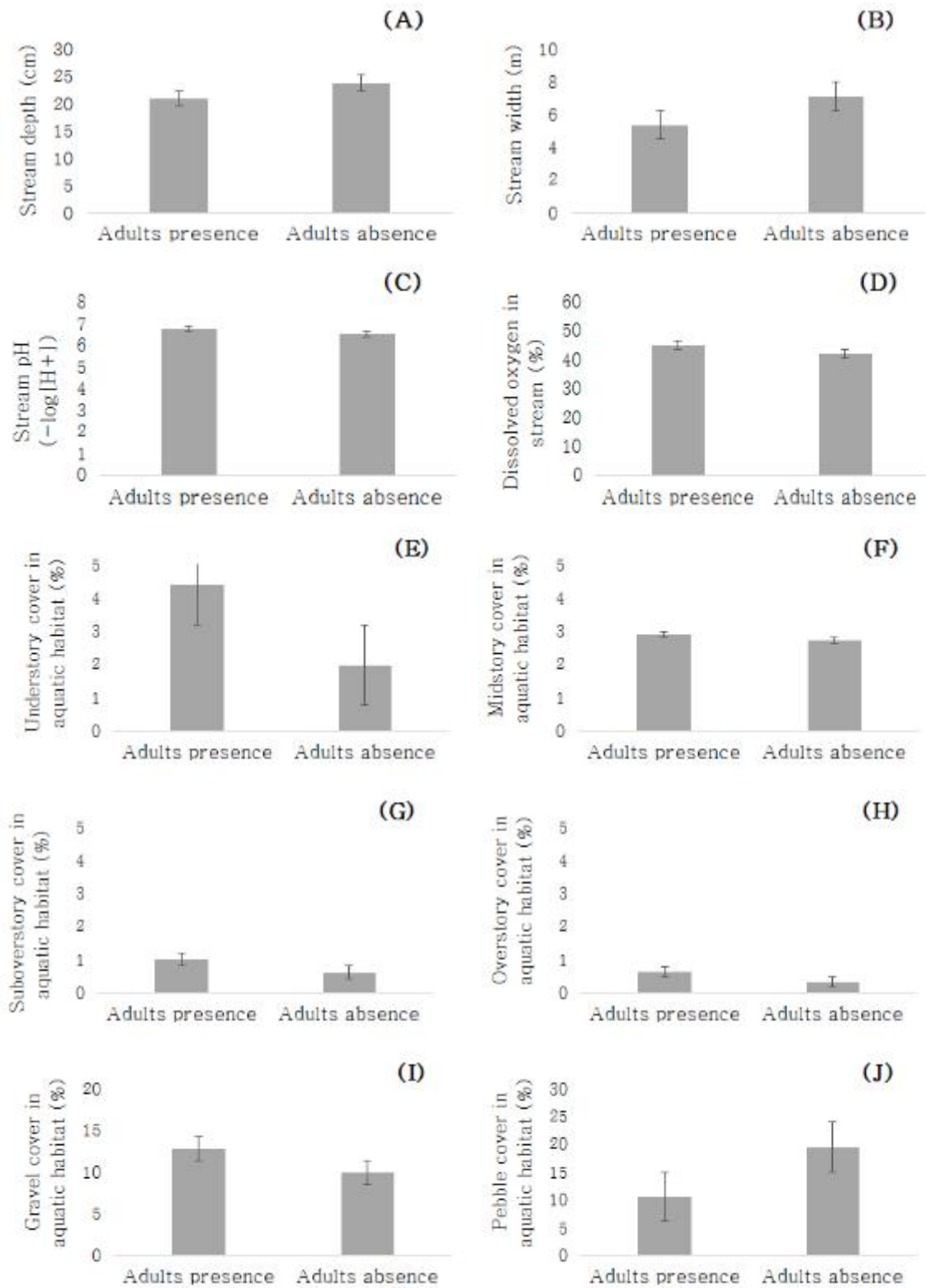


Figure 7. Comparison of mean values of terrestrial environmental variables between occupied and absent plots of adult *Onychodactylus koreanus*

- (A): Altitude (m) in sub-plot of terrestrial habitat
- (B): Leaf litter depth (cm) in sub-plot of terrestrial habitat
- (C): Soil pH ($-\log[H^+]$) in sub-plot of terrestrial habitat
- (D): Soil moisture(%) in sub-plot of terrestrial habitat
- (E): Understory cover (<1 m) in sub-plot of terrestrial habitat
- (F): Midstory canopy cover (1–2 m) in sub-plot of terrestrial habitat
- (G): Sub-overstory canopy cover (2–8 m) in sub-plot of terrestrial habitat
- (H): Overstory canopy cover (>8 m) in sub-plot of terrestrial habitat
- (I): Gravel substrates (<4 mm) in sub-plot (%) of terrestrial habitat
- (J): Pebble substrates (4–64 mm) in sub-plot (%) of terrestrial habitat
- (K): Cobble substrates (64–256 mm) in sub-plot (%) of terrestrial habitat
- (L): Boulder substrates (>256 mm) in sub-plot (%) of terrestrial habitat
- (M): Volume (m²) of Coarse Woody debris (diameter>15 cm) in sub-plot of terrestrial habitat



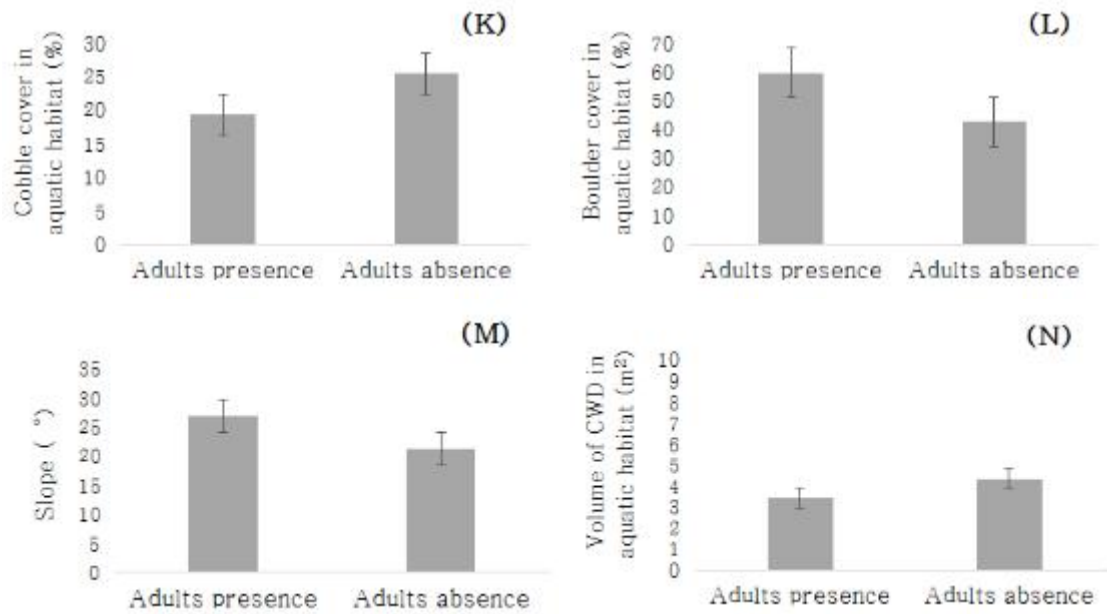


Figure 8. Comparison of mean values of aquatic environmental variables between occupied and absent plots of adult *Onychodactylus koreanus*

- (A): Stream depth (cm) in sub-plot of aquatic habitat
- (B): Stream width (cm) in sub-plot of aquatic habitat
- (C): Stream pH ($-\log[H^+]$) in sub-plot of aquatic habitat
- (D): Dissolved oxygen(%) in sub-plot of aquatic habitat
- (E): Understory cover (<1 m) in sub-plot of aquatic habitat
- (F): Midstory canopy cover (1–2 m) in sub-plot of aquatic habitat
- (G): Sub-overstory canopy cover (2–8 m) in sub-plot of aquatic habitat
- (H): Overstory canopy cover (>8 m) in sub-plot of aquatic habitat
- (I): Gravel substrates (<4 mm) in sub-plot (%) of aquatic habitat
- (J): Pebble substrates (4–64 mm) in sub-plot (%) of aquatic habitat
- (K): Cobble substrates (64–256 mm) in sub-plot (%) of aquatic habitat
- (L): Boulder substrates (>256 mm) in sub-plot (%) of aquatic habitat
- (M): Slope (°) in sub-plot of aquatic habitat
- (N): Volume (m²) of Coarse Woody debris (diameter>15 cm) in sub-plot of aquatic habitat

Table 6. Logistic regression of habitat environmental variables for adult *Onychodactylus koreanus*

Environmental variables		P	Exp (B)	VIF	Cut off
Altitude	Altitude	0.026	1.006	0.23	
Terrestrial habitat	Soil pH	0.027	1.474	1.39	
	Soil moisture	0.001	12.195	6.12	
	Cobble substrates ¹	0.041	1.151	6.29	0.5
	Overstory canopy ²	0.001	3.818	8.13	
Aquatic habitat	Boulder substrates ³	0.048	1.041	13.17	
	Overstory canopy ⁴	0.038	1.875	6.22	

¹ Cobble substrates(64–256mm) in sub-plot(%) of terrestrial habitat

² Overstory canopy cover(>8m) in sub-plot of terrestrial habitat

³ Boulder substrates(>256mm) in sub-plot(%) of aquatic habitat

⁴ Overstory canopy cover(>8m) in sub-plot of aquatic habitat

2.1.2. 성체의 서식 예측 모델

출현 및 비출현 지점간 유의미한 차이를 나타내는 변수의 선택과 모델 예측의 정확도를 떨어뜨리는 변수의 제거를 통해 최종적으로 선택된 변수들을 조합하여 11개의 서식 예측 경쟁 모델을 만들었다(Table 7). 분석 결과 가장 낮은 AICc 값(22.305)과 가장 높은 모델 가중치(0.9489)를 지니는 모델인 8번 모델이 선택되었고, 여기에는 육상 환경요인인 토양 pH, 토양 수분, 육상의 상층부 피도(>4m)와 수계 환경요인인 수계의 상층부 피도(>4m), 총 4개의 변수가 포함되었다(Table 8). $\Delta AICc(\text{model AICc} - \text{lowest AICc})$ 이 2.0 이상일 때 경쟁력을 갖춘 모델로 인정되고, 모델가중치(model weight, ω_i)가 0.04 이상일 때 실제적인 중요성을 지니는 모델로 인정되므로, 8번 모델 이외의 모델은 실제적인 중요성을 지니지 못하는 것으로 나타났다($\Delta AICc < 2.0$, model weight < 0.04).

선택된 모델은 토양 pH가 높을수록, 토양 내 수분 함량이 높을수록, 육상과 수계의 상층부피도가 높을수록 꼬리치레도롱뇽 성체의 서식 가능성을 높게 예측한다. 이 중 토양 수분(12.276)이 꼬리치레도롱뇽 성체의 서식 가능성과 가장 강한 상관관계를 나타냈고, 다음으로 육상의 상층부피도(3.818), 수계의 상층부피도(1.875), 토양 pH(1.474)순으로 상관관계가 있는 것으로 나타났다(Table 9). 따라서 토양 pH가 1 증가할 때 성체의 서식을 예측할 확률이 1.5배, 수계의 상층부 피도가 1(20%) 증가할 때 1.9배, 육상의 상층부 피도가 1(20%) 증가할 때 3.8배, 토양 수분(토양 내 상대습도)이 1(1%) 증가할 때 12.3배 증가한다.

꼬리치레도롱뇽 성체의 서식 가능성을 설명하는 정도를 측정하기 위한 Nagelkerke R^2 값에서 모델의 설명력은 0.821로 다소 높은 값($R^2 > 0.5$)을 나타냈고, 모델의 적합도(Goodness-of-Fit test)를 판단하는 Hosmer-Lemeshow test에서는 P값이 0.837로 양호한 값을 나타냈으며($P > 0.05$), 모델에 포함된 변수들이 출현과 비출현을 분류하는 정도를 나타내는 분류정확도(Predicted efficiency)는 95.2%로 나타났다 (Table 9).

서식 예측 모델의 결과는 본 연구에서의 가설과 같이 꼬리치레도롱뇽 성체는 유생보다 수환경 의존도가 적어 성체의 서식을 예측하는데 있어 수계 환경요인보다 육상 환경요인이 중요하게 작용한 것으로 판단된다. 이는 꼬리치레도롱뇽이 성체가

되면서 육상생활을 주로 하고(Park 2005, 송과 이 2009), 활동이 없는 주간에는 육상의 낙엽이나 돌 밑에서 은신하며(Poyarkov *et al.* 2012), 수계와 육상 먹이원을 모두 섭식하지만 육상 먹이원을 선호하기 때문인 것으로 파악된다(Kuzmin and Solkin 1993, 윤 1996).

최종 서식 예측 모델 내에 포함된 4개의 환경요인 중 토양 수분이 성체의 서식 예측에 가장 중요한 작용을 하는 변수로 나타났다. 이는 꼬리치레도롱뇽 성체가 폐가 없는 도롱뇽(lungless salamander)으로, 피부호흡을 하기 때문에, 호흡을 유지하기 위한 토양 내 수분 함량이 서식 예측에 있어 중요한 역할을 한 것으로 판단된다(Grover 1998, Baitchman and Herman 2014).

산성 침적으로 인해 낮아진 토양 pH는 도롱뇽류의 서식지 질을 떨어뜨려 일부 개체군의 생존에 직접적인 영향을 미치는 것으로 알려져 있다(Harte and Hoffman 1989, Kucken *et al.* 1994). 성체의 서식을 예측하는 모델에서 토양 pH와 성체의 서식 예측이 양의 상관관계를 나타낸 것 역시 산성화 되지 않은 육상 환경이 성체의 서식을 예측하는데 중요한 역할을 한 것으로 보인다(Yu *et al.* 2007, Yu *et al.* 2008). 본 연구에서도 출현지역에서의 토양 pH가 비출현 지역보다 높게 나타났다, 비출현지역의 토양 pH 평균이 5.20 ± 0.11 , 출현지역의 토양 pH 평균이 5.48 ± 0.12 로 나타났다. 따라서 꼬리치레도롱뇽 성체의 서식 환경에 있어서 토양 pH는 5.36–5.60의 범위가 적합한 것으로 판단된다.

모델에 포함된 요인 중 상층부 피도는 육상과 수계에서 모두 중요한 요인으로 작용할 것으로 예측되었다. 이것은 꼬리치레도롱뇽이 주로 낙엽성 활엽수림에서 많이 발견되고(Poyarkov *et al.* 2012), 일반적인 유미목 성체가 육상의 미소 서식 환경뿐만 아니라 산림의 구조에도 영향을 받는다는 선행연구와 같은 결과이다(Burton and Likens 1975, Davic and Welsk 2004). 또한, 꼬리치레도롱뇽의 서식지 내 상층부 피도가 높게 유지되면 토양 수분을 유지하는데 긍정적인 영향을 미칠 수 있어(Dobson and Ulaby 1986, D'Odorico *et al.* 2007) 꼬리치레도롱뇽 성체의 서식지 내 수관층 울폐도(stream canopy cover)가 높은 곳이 서식 환경에 있어 중요한 요인인 것으로 파악된다. 따라서 산림의 자연적인 보존이 꼬리치레도롱뇽의 서식지 보전과 연관되어 있음을 의미한다(박 1994, Poyarkov *et al.* 2012).

Table 7. Priori models of habitat prediction for adult *Onychodactylus koreanus*

Model No.	Variables
Terrestrial habitat models	
1	Soil pH, Soil moisture
2	Soil pH, Soil moisture , Cobble substrates (T) ¹
3	Overstory canopy (T) ² , Cobble substrates (T) ¹
4	Soil pH, Soil moisture, Cobble substrates (T) ¹ , Overstory canopy (T) ²
Altitude and terrestrial habitat models	
5	Altitude, Soil moisture, Soil pH
6	Altitude, Soil pH, Soil moisture, Overstory canopy (T) ²
Altitude and aquatic habitat models	
7	Altitude, Overstory canopy (A) ³
Terrestrial and aquatic habitat models	
8	Soil pH, Soil moisture, Overstory canopy (T) ² , Overstory canopy (A) ³
9	Cobble substrates (T) ¹ , Overstory canopy (T) ² , Overstory canopy (A) ³
Altitude, terrestrial and aquatic habitat models	
10	Altitude, Overstory canopy (T) ² , Overstory canopy (A) ³
11	Altitude, Soil pH, Soil moisture, Overstory canopy (T) ² , Overstory canopy (A) ³

¹ Cobble substrates(64–256mm) in sub-plot(%) of terrestrial habitat

² Overstory canopy cover(>8m) in sub-plot of terrestrial habitat

³ Overstory canopy cover(>8m) in sub-plot of aquatic habitat

Table 8. Habitat prediction models for adult *Onychodactylus koreanus*

Model No.	Model variables	K ¹	AICc ²	ΔAICc ³	ωi ⁴
8	Soil pH, Soil moisture, Overstory cover (T), Overstory cover (A)	4	22.305	0.00	0.9489
11	Altitude, Soil pH, Soil moisture, Overstory canopy (T), Overstory canopy (A)	6	28.674	6.369	0.0391
1	Soil pH, Soil moisture	3	32.457	10.152	0.0059
5	Altitude, Soil moisture, Soil pH	3	34.221	11.916	0.0022
2	Soil pH, Soil moisture, Cobble substrates (T)	4	34.429	12.124	0.0022
6	Altitude, Soil pH, Soil moisture, Overstory canopy (T)	5	36.325	14.020	0.0009
4	Soil pH, Soil moisture, Cobble substrates (T), Overstory canopy (T)	6	37.412	15.107	0.0005
9	Cobble substrates (T), Overstory canopy (T), Overstory canopy (A)	4	43.481	21.176	0.0000
7	Altitude, Overstory canopy (A)	3	45.813	23.508	0.0000
10	Altitude, Overstory canopy (T), Overstory canopy (A)	4	47.860	25.555	0.0000
3	Overstory canopy (T), Cobble substrates (T)	3	59.949	37.647	0.0000

¹ Number of estimable parameters

² Small-sample-size corrected Akaike Information Criterion

³ Difference between the model with the lowest AICc and the given model (model AICc - lowest AICc)

⁴ Model weight

Table 9. Evaluation of selected habitat prediction model for adult *Onychodactylus koreanus*

Model variables	Exp(B)	S.E	Adjusted R ²	Goodness-of-Fit	Predicted efficiency
Soil pH	1.474	0.1546	0.821	0.837	95.2%
Soil moisture	12.276	0.7169			
Overstory canopy (T)	3.818	0.0919			
Overstory canopy (A)	1.875	0.5631			

2.2.1. 유생의 서식 예측 모델에 포함될 환경요인 선정

총 27개의 환경요인 중 꼬리치레도롱뇽 유생의 출현과 비출현 지점의 요인을 비교하여 출현에 영향을 미치는 요인을 파악하여 서식 예측 모델에 포함할 요인을 선정하기 위해 로지스틱 회귀분석을 실시하였다. 로지스틱 회귀분석에 앞서 유생이 출현한 23개 지점과 유생이 출현하지 않은 39개 지점의 측정값을 나타낸 기술통계량을 표로 나타내고(Table 10), 출현지점과 비출현지점에서의 요인별 평균값을 그래프로 나타내었다(Figure 9, Figure 10).

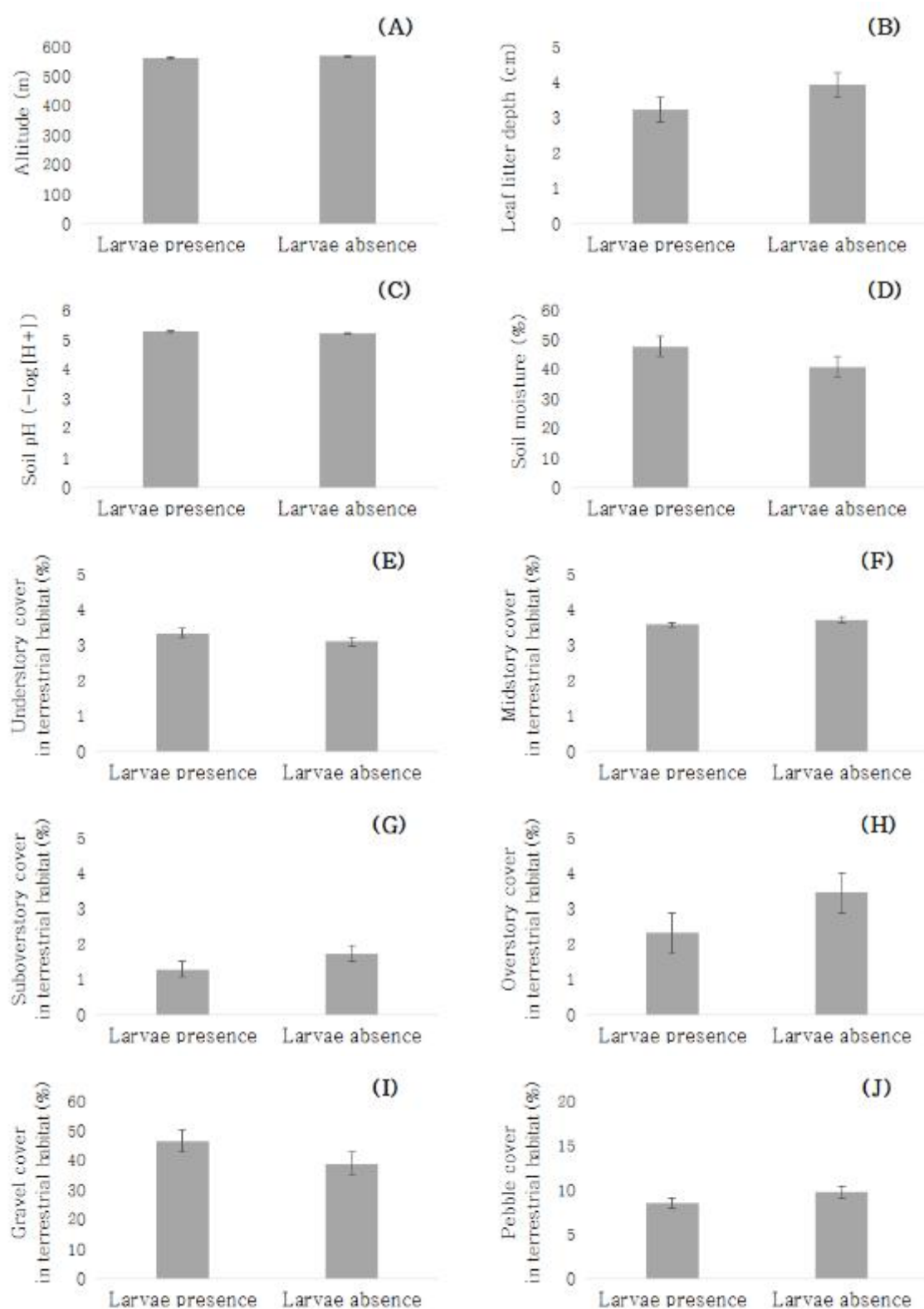
로지스틱 회귀분석의 결과로, 유생의 출현지점과 비출현지점에서 유의미하게 차이를 나타낸 요인은 고도와 수계 환경요인 7개, 총 8개였다. 그 요인으로는 고도, 수계의 하층부피도(<1m), 수계의 자갈(4-64mm)과 돌(64-256mm)의 피도, 수계 폭, 수계 pH, 용존산소량, 수계의 도목잔존물 부피, 총 8개 요인인 것으로 나타났다(Table 11).

이 값들을 유생의 서식 예측 모델에 포함하기에 앞서 모델 예측의 정확도를 떨어뜨리는 다중공선성(multi-collinearity)을 지니는 변수를 분산팽창인자(VIF: Variance Inflation Factor)의 여부를 판별하여 제거하였다(VIF>10). 그 결과 수계의 자갈 피도(4-64mm)는 다른 변수에 영향을 주어 모델의 정확도를 떨어뜨리는 것으로 판단되어 모든 모델에서 제외하였다(Table 11).

최종적으로 서식 예측 모델에 포함된 변수는 고도, 수계의 하층부피도(<1m), 수계의 돌 피도, 수계 폭, 수계 pH, 용존산소량, 수계의 도목잔존물의 부피 총 7개를 포함하여 작성되었다.

Table 10. Descriptive statistics of environmental variables for presence/absence plots of larva *Onychodactylus koreanus*

Variables		Larvae Presence(N=23)		Larvae Absence(N=39)	
		Mean \pm SD(Range)	Median	Mean \pm SD(Range)	Median
Altitude	Altitude (m)	562.6 \pm 83.48(432 – 708)	575.0	569.98 \pm 145.49(259 – 792)	589.3
Terrestrial habitat	Leaf litter depth (cm)	3.23 \pm 2.09(0.5 – 9)	2.8	3.93 \pm 2.02(0.5 – 9)	4.0
	Soil pH ($-\log[H^+]$)	5.28 \pm 0.09(4.5 – 6.9)	5.3	5.23 \pm 0.1(4.8 – 6.9)	5.25
	Soil moisture (%)	47.75 \pm 28.03(20 – 75)	57.5	40.86 \pm 17.66(5 – 75)	41.3
	Volume of CWD (cm ²)	77272 \pm 83453(0 – 335180.9)	61644	64251.63 \pm 76236.94(0 – 330753.5)	38271
	Understory cover (%)	3.35 \pm 1.33 (0–5)	3.5	3.1 \pm 1.48 (0–5)	3.5
	Midstory canopy (%)	3.58 \pm 0.88 (0–5)	3.6	3.72 \pm 1.01 (0–5)	4.2
	Sub-overstory canopy (%)	1.29 \pm 0.68 (0–5)	1.5	1.73 \pm 0.97 (0–5)	2.1
	Overstory canopy (%)	2.31 \pm 1.13 (0–5)	2.5	3.45 \pm 1.20 (0–5)	3.5
	Gravel substrates (%)	46.56 \pm 21.45(0 – 90)	50.1	39.06 \pm 19.85(0 – 80)	40.7
	Pebble substrates (%)	8.54 \pm 8.49(0 – 25)	6.9	9.75 \pm 9.05(0 – 30)	8.8
	Cobble substrates (%)	7.50 \pm 11.02(0 – 40)	8.3	8.81 \pm 10.15(0 – 40)	8.5
	Boulder substrates (%)	32.81 \pm 22.81(10 – 85)	30.2	43.13 \pm 24.35(5 – 100)	40.0
Aquatic habitat	Stream depth (cm)	23.50 \pm 14.17(5 – 70)	22.2	22.91 \pm 14.12(4 – 64)	16.5
	Stream width (cm)	8.04 \pm 4.12(1 – 17)	9.7	5.86 \pm 3.7(1 – 15)	5.8
	Stream pH ($-\log[H^+]$)	6.73 \pm 0.40(6.45 – 6.97)	6.8	6.61 \pm 0.86(6.29 – 6.94)	6.6
	Dissolved oxygen (%)	43.17 \pm 3.21(40 – 55)	44.1	42.55 \pm 3.12(37 – 49)	42.5
	Volume of CWD (cm ²)	39871 \pm 68594 (0 – 328669.3)	23996	42965 \pm 54142 (0 – 194272.6)	22000
	Slope (°)	21.52 \pm 10.12 (0 – 39)	24.0	23.56 \pm 10.62 (6 – 41)	24.0
	Understory cover (%)	2.63 \pm 1.82 (0–5)	3.4	2.55 \pm 2.04 (0–5)	2.4
	Midstory canopy (%)	2.54 \pm 1.71 (0–5)	3.2	2.88 \pm 1.76 (0–5)	3.5
	Sub-overstory canopy (%)	0.71 \pm 1.34 (0–5)	0.7	0.70 \pm 0.87 (0–3)	0.6
	Overstory canopy (%)	0.46 \pm 1.14 (0–5)	0.6	0.37 \pm 0.89 (0–5)	0.4
	Gravel substrates (%)	40.63 \pm 27.10(10 – 95)	40.6	50.63 \pm 20.74(0 – 90)	50.2
	Pebble substrates (%)	36.04 \pm 23.12(0 – 70)	50.9	16.75 \pm 12.12(0 – 50)	10.6
	Cobble substrates (%)	9.58 \pm 11.03(0 – 30)	10.5	21.88 \pm 15.44(0 – 80)	20.1
	Boulder substrates (%)	10.83 \pm 14.54(0 – 50)	10.0	10.50 \pm 14.39(0 – 80)	10.4



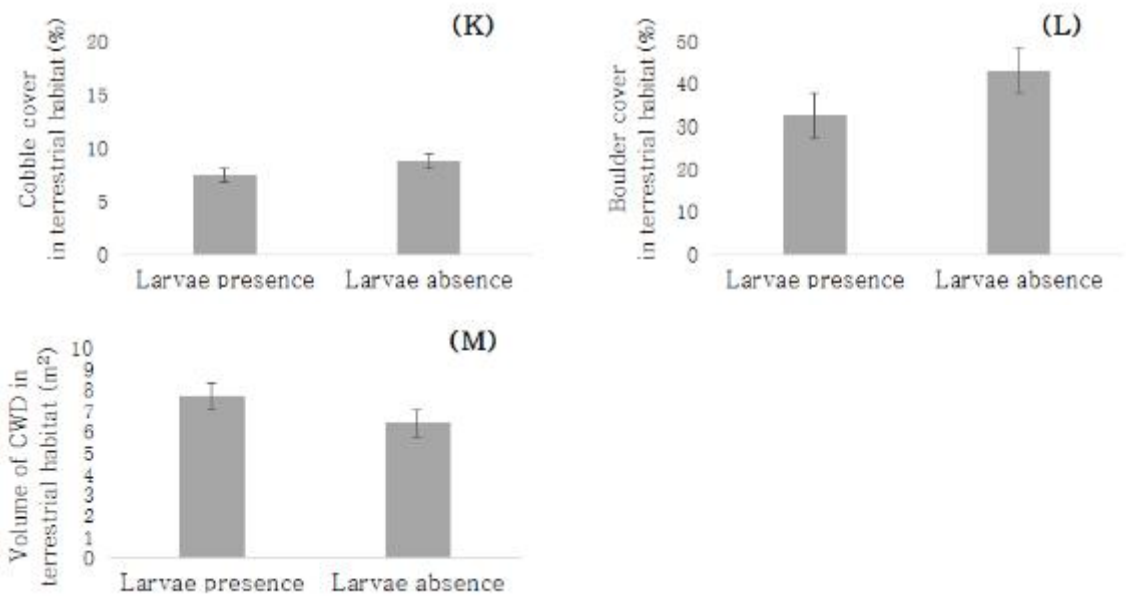
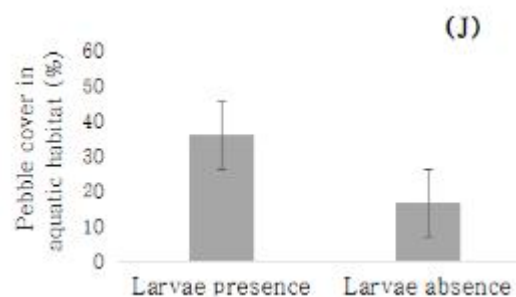
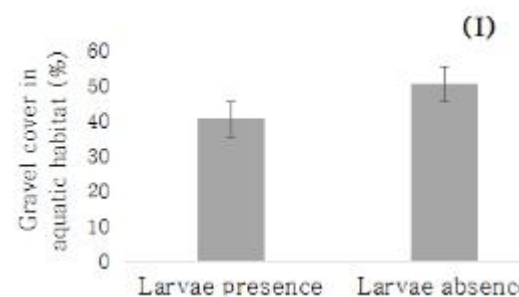
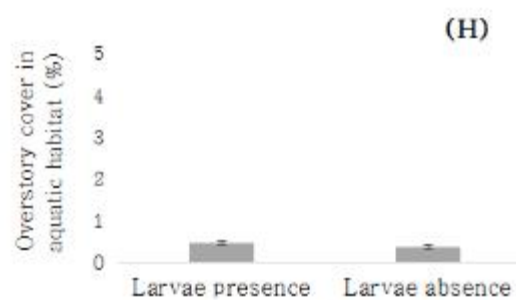
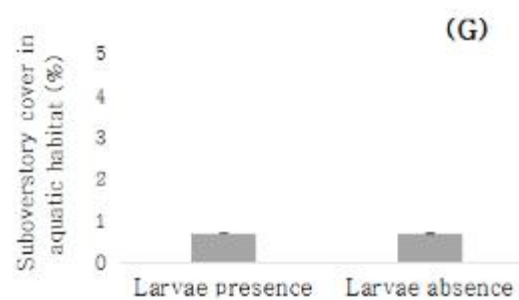
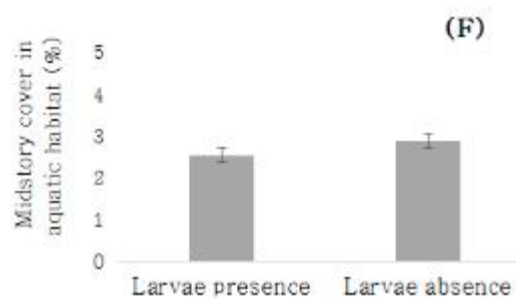
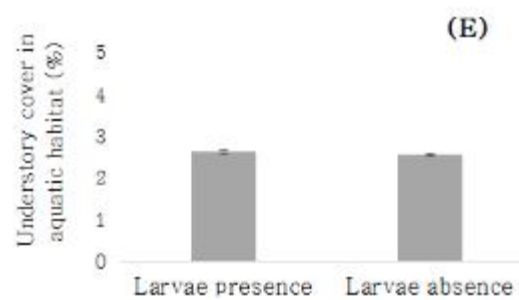
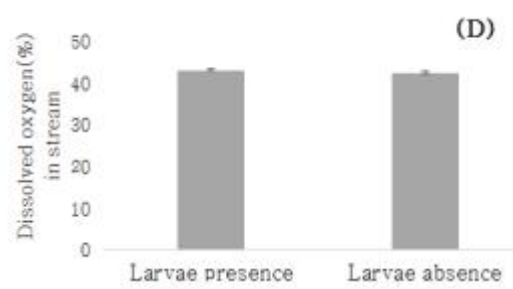
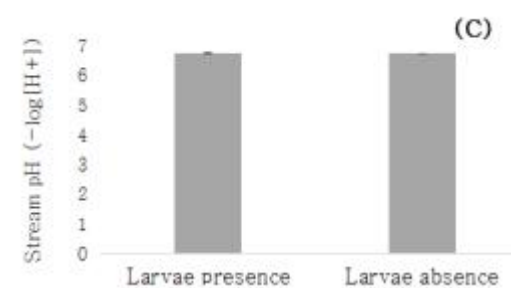
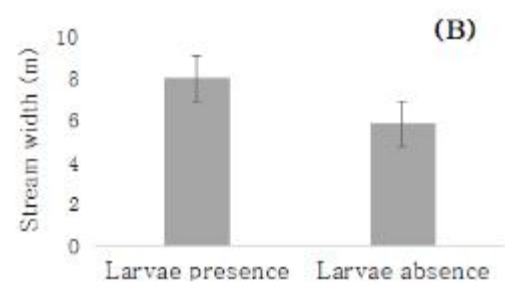
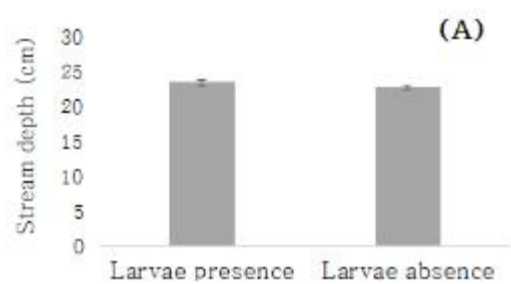


Figure 9. Comparison of mean values of terrestrial environmental variables between occupied and absent plots of larva *Onychodactylus koreanus*.

- (A): Altitude (m) in sub-plot of terrestrial habitat
- (B): Leaf litter depth (cm) in sub-plot of terrestrial habitat
- (C): Soil pH ($-\log[H^+]$) in sub-plot of terrestrial habitat
- (D): Soil moisture (%) in sub-plot of terrestrial habitat
- (E): Understory cover (<1 m) in sub-plot of terrestrial habitat
- (F): Midstory canopy cover (1–2 m) in sub-plot of terrestrial habitat
- (G): Sub-overstory canopy cover (2–8 m) in sub-plot of terrestrial habitat
- (H): Overstory canopy cover (>8 m) in sub-plot of terrestrial habitat
- (I): Gravel substrates (<4 mm) in sub-plot(%) of terrestrial habitat
- (J): Pebble substrates (4–64 mm) in sub-plot(%) of terrestrial habitat
- (K): Cobble substrates (64–256 mm) in sub-plot(%) of terrestrial habitat
- (L): Boulder substrates (>256 mm) in sub-plot(%) of terrestrial habitat
- (M): Volume (m²) of Coarse Woody debris (diameter>15 cm) in sub-plot of terrestrial habitat



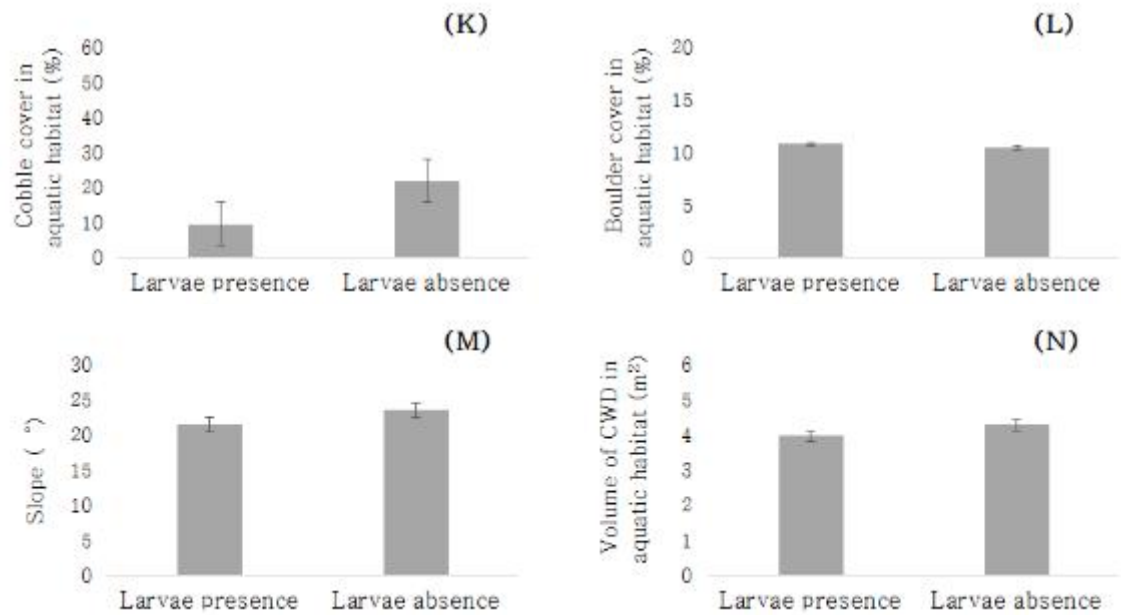


Figure 10. Comparison of mean values of aquatic environmental variables between occupied and absent plots of larva *Onychodactylus koreanus*

- (A): Stream depth (cm) in sub-plot of aquatic habitat
- (B): Stream width (cm) in sub-plot of aquatic habitat
- (C): Stream pH ($-\log[H^+]$) in sub-plot of aquatic habitat
- (D): Dissolved oxygen(%) in sub-plot of aquatic habitat
- (E): Understory cover (<1 m) in sub-plot of aquatic habitat
- (F): Midstory canopy cover (1–2 m) in sub-plot of aquatic habitat
- (G): Sub-overstory canopy cover (2–8 m) in sub-plot of aquatic habitat
- (H): Overstory canopy cover (>8 m) in sub-plot of aquatic habitat
- (I): Gravel substrates (<4 mm) in sub-plot (%) of aquatic habitat
- (J): Pebble substrates (4–64 mm) in sub-plot (%) of aquatic habitat
- (K): Cobble substrates (64–256 mm) in sub-plot (%) of aquatic habitat
- (L): Boulder substrates (>256 mm) in sub-plot (%) of aquatic habitat
- (M): Slope (°) in sub-plot of aquatic habitat
- (N): Volume of Coarse Woody debris (diameter>15 cm) in sub-plot of aquatic habitat

Table 11. Logistic regression of habitat environmental variables for larva *Onychodactylus koreanus*

Environmental variables		P	Exp(B)	VIF	Cut off
Altitude	Altitude	0.045	0.485	1.16	0.5
aquatic habitat	Understory cover ¹	0.008	1.160	9.12	
	Pebble substrates ²	0.042	0.923	13.03	
	Cobble substrates ³	0.039	1.063	0.12	
	Stream width	0.032	1.159	4.28	
	pH	0.035	1.604	0.67	
	Dissolved oxygen	0.000	1.695	6.29	
	Volume of CWD ⁴	0.047	1.516	0.34	

¹ Understory cover(<1m) in sub-plot of aquatic habitat

² Pebble substrates(4–64mm) in sub-plot(%) of aquatic habitat

³ Cobble substrates(64–256mm) in sub-plot(%) of aquatic habitat

⁴ Volume of Coarse woody debris in sub-plot of aquatic habitat

2.2.2. 유생의 서식 예측 모델

출현, 비출현 지점간 유의미한 차이를 나타내는 변수의 선택과 모델 예측의 정확도를 떨어뜨리는 변수의 제거를 통해 최종적으로 선택된 변수들을 조합하여 11개의 서식 예측 경쟁 모델을 만들었다(Table 12). $\Delta AICc$ (model AICc - lowest AICc)이 2.0 이상일 때 경쟁력을 갖춘 모델로 인정되고, 모델가중치(model weight, ω_i)가 0.04 이상일 때 실제적인 중요성을 지니는 모델로 인정되므로, 두 개의 모델이 서식 예측 모델로서 영향력이 있는 것으로 판단되었다($\Delta AICc < 2.0$). 이 중 가장 낮은 AICc 값(20.643)과 가장 높은 모델 가중치(0.5565)를 지니 최적 모델로 선택된 2번 모델에는, 수계 환경요인인 pH, 용존산소량, 수계의 하층부 피도, 총 3개의 변수가 포함되었다(Table 13). 최적의 2번 모델 이외에 11번 모델이 모델 가중치는 낮았지만($\omega_i = 0.3918$) AICc 값(20.994)에 있어 미미한 수준의 차이를 나타냈고($\Delta AICc = 0.351$), 모델에 포함된 변수로는 최적 모델에 포함된 3개의 요인과 고도, 총 4개의 요인이 함께 포함되었다. 그 외의 모델은 실제적인 중요성을 지니지 못한다($\Delta AICc < 2.0$, Model weight < 0.01).

선택된 최적의 모델은 pH가 높을수록, 용존산소량이 높을수록, 수계의 하층부 피도가 높을수록 꼬리치레도롱뇽 유생의 서식 가능성을 높게 예측한다. 이 중 용존산소량(6.961)이 꼬리치레도롱뇽 유생의 서식 가능성과 가장 강한 상관관계를 나타냈고, 다음으로 수계의 pH(1.273), 수계의 하층부 피도(1.875) 순으로 상관관계가 있는 것으로 나타났다. 따라서 용존산소량이 1 증가할 때 유생의 서식을 예측하는 확률이 7.0배, pH가 1 증가할 때 1.3배, 수계의 하층부 피도가 1(20%) 증가할 때 1.1배 증가한다.

꼬리치레도롱뇽 유생의 서식 가능성을 설명하는 정도를 측정하기 위한 Nagelkerke R^2 값에서 모델의 설명력은 0.806로 다소 높은 값($R^2 > 0.5$)을 나타냈고, 모델의 적합도(Goodness-of-Fit test)를 판단하는 Hosmer-Lemeshow test에서는 P값이 0.772로 양호하게 나타났으며($P > 0.05$), 모델에 포함된 변수들이 유생의 출현과 비출현을 분류하는 분류정확도(Predicted efficiency)는 67.4%로 나타났다.(Table 14).

본 연구에서의 가설과 같이 꼬리치레도롱뇽 유생은 성체보다 수환경 의존도가 높으므로, 서식을 예측하는데 있어 육상 환경요인보다 수계 환경요인이 중요하게 작용한 것으로 판단된다. 이는 아가미로 호흡하는 꼬리치레도롱뇽 유생이 3년간 물에서만 생활하는 유생기를 보내고(Park 2005, 송과 이 2009), 유생의 생활반경이 수계 안쪽으로 한정되어 있어 수계의 미소 서식 환경에만 영향을 받는 것으로 보인다(Brodman and Jaskula 2002).

최적 서식 예측 모델 내에서 용존산소량은 꼬리치레도롱뇽 유생의 서식 예측에 있어 가장 강한 상관관계가 있는 것으로 나타났는데, 이는 고인 물에 산란하는 다수의 양서류와 달리 꼬리치레도롱뇽 성체가 유속이 있는 수계 안쪽 깊은 곳이나 굴 등지에 산란하고(Park 2005, Lee *et al* 2008), 유생 역시 유속의 흐름이 있는 계곡부에 서식하며(Poyarkov *et al.* 2012), 이러한 이유로 꼬리치레도롱뇽 유생의 서식 환경이 다른 종과 비교해 산소요구량이 보다 많기 때문인 것으로 판단된다(Barr and Babbitt 2002, Maneti *et al.* 2009).

꼬리치레도롱뇽의 성체에 대한 결과와 유사하게, pH와 유생의 서식 예측 역시 양의 상관관계가 있는 것으로 나타났다. 많은 선행연구에서 각 종마다 생존할 수 있는 pH의 한계가 있고, 이보다 산성화 된 서식지 내에서는 유생의 치사율이 높아지는 것으로 연구되었다(Pierce 1985, Griffithsand 1994, Grant *et al.* 2005). 본 연구에서도 출현지역에서의 수중 pH가 비출현 지역보다 높게 나타났고, 꼬리치레도롱뇽 유생의 비출현지점은 평균 6.61 ± 0.86 , 출현지점에서의 평균은 6.73 ± 0.40 로 나타났다. 따라서 유생의 서식 환경에 있어서 수계 pH는 6.43–6.83의 범위가 적합한 것으로 보인다.

마지막으로, 모델에 포함된 요인 중 수계의 하층 식생 피도는 유생의 서식 예측과 약한 양의 상관관계가 나타났다. 이는 꼬리치레도롱뇽 유생이 주로 암석 밑이나 수변부 가장자리의 낙엽 밑에서 은신하기 때문에 낙엽 등이 쌓여 하층부 피도가 높은 곳을 서식지로 선호하는 것으로 판단되며(Rittenhouse *et al.* 2004, Pilliod *et al.* 2005), 암석이나 기질의 구성보다 하층부 피도가 더 중요한 결과로 제시된 것은 본 연구 지역에 유생이 은신할 수 있는 암석보다, 하층식생의 발달로 인한 하층부 피도가 유생의 서식 예측에 영향을 준 것으로 판단된다(Williams *et al.* 2008).

최적 서식 예측 모델로 선택되지는 않았지만 유생의 서식을 예측하는데 영향력이 있다고 판단된 모델에 포함된 변수는 최적 모델에 포함된 변수 외에 고도를 포함하

는 것으로 나타났다. 이는 꼬리치레도롱뇽 유생이 주로 고도가 낮은 곳에서 발견되었고, 흐르는 물이 있는 계곡부에 서식하는 유생의 경우 강우가 있을 시 쉽게 떠나려가기 때문인 것으로 판단된다(Petranka 1989, Fitzpatrick *et al.* 2003). 따라서 유생의 서식에 있어 고도 역시 영향력이 있는 변수인 것으로 생각된다.

Table 12. Priori models of habitat prediction for larva *Onychodactylus koreanus*

Model No.	Variables
Aquatic habitat models	
1	Water depth, Stream width
2	Understory cover ¹ , Dissolved oxygen, pH
3	Dissolved oxygen, Cobble substrates ² , pH
4	Volume of CWD ³ , Cobble substrates ² , Stream width
5	Dissolved oxygen, Volume of CWD ³ , pH
6	Volume of CWD ³ , Water depth, Stream width
7	Volume of CWD ³ , Understory cover ¹ , Water depth, Stream width
Altitude and aquatic habitat models	
8	Altitude, Dissolved oxygen, pH
9	Altitude, Cobble substrates ²
10	Altitude, Water depth, Stream width
11	Altitude, Understory cover ¹ , Dissolved oxygen, pH

¹ Understory cover(<1m) in sub-plot of aquatic habitat

² Cobble substrates(64–256mm) in sub-plot(%) of aquatic habitat

³ Volume of Coarse woody debris in sub-plot of aquatic habitat

Table 13. Habitat prediction models for larva *Onychodactylus koreanus*

Model No.	Model variables	K ¹	AICc ²	ΔAICc ³	ωi ⁴
2	Understory cover (A), Dissolved oxygen, pH	4	20.643	0.00	0.5565
11	Altitude, Understory cover (A), Dissolved oxygen, pH	5	20.994	0.351	0.3918
7	Volume of CWD (A), Understory cover (A), Water depth, Stream width	5	25.402	4.759	0.0019
3	Dissolved oxygen, Cobble cover (A), pH	4	36.629	15.986	0.0016
9	Altitude, Cobble cover (A)	3	42.541	21.898	0.0000
4	Volume of CWD (A), Cobble cover (A), Stream width	4	44.563	23.893	0.0000
5	Dissolved oxygen, Volume of CWD (A), pH	4	68.946	48.303	0.0000
8	Altitude, Dissolved oxygen, pH	4	69.207	48.564	0.0000
1	Water depth, Stream width	3	79.008	58.365	0.0000
10	Altitude, Water depth, Stream width	4	80.540	59.897	0.0000
6	Volume of CWD (A), Water depth, Stream width	4	81.075	60.432	0.0000

¹ Number of estimable parameters

² Small-sample-size corrected Akaike Information Criterion

³ Difference between the model with the lowest AICc and the given model (model AICc - lowest AICc)

⁴ Model weight

Table 14. Evaluation of selected habitat prediction model for larva *Onychodactylus koreanus*

Model variables	Exp(B)	S.E	Adjusted R ²	Goodness-of-Fit	Predicted efficiency
pH	1.273	0.5311			
Disolved oxygen	6.951	0.3417	0.806	0.772	67.4%
Understory cover (A)	1.058	0.6821			

V. 종합 고찰

한 생물종의 보전을 위해서는 해당 종의 서식지 이용 특성에 대한 생태적 정보를 바탕으로 이루어져야한다(Goldsmith 1991). 꼬리치레도롱뇽은 한국고유종으로 주요 서식지인 북부 지역의 강원도를 제외한 지역에는 그 분포가 적고, 산림의 훼손과 벌채 등의 원인으로 서식지는 지속적으로 감소하는 추세에 있다(환경부 2001, 2004). 그럼에도 불구하고 꼬리치레도롱뇽의 서식지 보호 및 관리방안을 마련하는 근거가 될 서식 환경 특성에 관한 연구는 여전히 미흡한 실정이다. 본 연구에서는 꼬리치레도롱뇽의 서식지 보전을 위해 서식 환경에 관한 생태적 특성을 구명하고자, 전라남도 광양시 백운산에 서식하는 꼬리치레도롱뇽을 대상으로 출현지점과 비출현 지점을 파악하고, 각 지점에서의 서식 환경요인을 분석하여 서식 예측 모델을 제시하고자 하였다.

본 연구를 통해 확인된 연구 대상지에서의 출현 조사결과, 총 62개 조사구 중 32개 조사구에서 꼬리치레도롱뇽의 출현이 있었고, 성체는 16개 조사구에서 58개체, 유생은 23개 조사구에서 258개체가 발견되었다. 성체의 개체수는 비교적 많지 않았으나 유생은 한 개의 조사구 내에서 최대 15개체까지 발견되어 출현조사구 개체수에 비해 발견 개체수가 많았다. 이는 본 연구의 출현 조사가 수계를 중심으로 이루어졌기 때문에 성체보다는 유생을 많이 발견할 수 있었던 것으로 판단된다.

시간별로 성체는 주간보다는 주로 야간에 발견되었으며, 유생은 주간 23개체, 야간에 230개체가 출현하였다. 본 연구가 수계 주변부 육안조사를 실시하여 주간에는 돌 밑이나 흙을 파고들어 휴식을 취하는 성체를 발견하지 못한 것으로 생각된다(Poyarkov *et al.* 2012). 유생은 주간에도 개체가 발견되었지만 항상 야간에 더 많은 개체가 발견되었다. 유생이 주간에 발견된 것은 물 안에서만 생활하기 때문에 빛이 들지 않는 암석이나 낙엽 주위에 은신하고 있는 개체를 일부 발견할 수 있었던 것으로 생각되고(Vorobyeva and Hinchliffe 1999), 야간에 더 많은 개체가 발견된 것으로 보아 일본산 꼬리치레도롱뇽과 폐가없는 도롱뇽류 일부와 같이 유생 때부터 야행성을 나타내는 것으로 판단된다(Anderson and Grham 1967, Kutka 1994).

성체의 서식 예측 모델에는 토양 pH, 토양 수분, 육상과 수계의 상충부피도가 포함되었다. 따라서 성체는 수계 환경요인보다 육상 환경요인에 영향을 많이 받는 것으로 판단되고, 이는 성체가 수계보다는 주로 육상생활을 하고(Park 2005, 송과 이 2009), 수생 먹이원보다 육상 먹이원을 선호하는 것과 연관이 있는 것으로 생각된다(Kuzmin and Solkin 1993, 윤 1996). 예측 모델에 포함된 환경요인 중 토양 수분이 성체의 서식 예측과 가장 강한 상관관계를 나타냈는데 이는 성체가 폐가 퇴화하여 피부호흡을 하고, 주간에는 돌 밑이나 흙을 파고들어 은신하기 때문에 토양 내 수분 함량이 피부 호흡을 유지하기 위한 서식 환경으로서 중요한 영향을 하는 것으로 판단된다(Poyarkov *et al.* 2012). 또한, 일반적인 양서류와 같이 꼬리치레도롱뇽도 토양 pH가 서식 예측에 중요한 요인인 것으로 연구되었는데, 토양의 산성침적으로 인한 산성화가 서식지의 먹이 풍부도 등에 영향을 미치기 때문인 것으로 판단된다(Home and Dunson 1994, Hatch *et al.*, 2001). 광양시 백운산의 연구지역 내에서 꼬리치레도롱뇽의 출현 지점과 비출현지점의 pH가 평균적으로 0.2 ~ 0.8정도 차이가 나타났고, 성체의 서식지로서 적합한 곳은 5.36 ~ 5.6정도 일 것으로 나타났다. 육상과 수계의 상충부 피도 역시 성체의 서식 예측과 강한 상관관계를 나타냈는데 성체가 주로 낙엽활엽수림에서 발견되고(Poyarkov *et al.* 2012), 낙엽활엽수림과 같이 상충부 피도가 높은 곳이 토양 수분을 높게 유지하는데 도움이 되는 결과와 연관이 있을 것으로 생각된다(Dobson and Ulaby 1986, D'Odorico *et al.* 2007). 본 연구에 포함되지 않은 먹이풍부도, 주요 수종 등 생물학적 요인, 거주지 면적이나 탐방객 수 등 인위적 요인, 임도와와 거리, 거주지와와 거리 등을 포함한 지리적 요인에 관한 조사를 추가적으로 수행한다면 더욱 구체적으로 서식 환경 특성을 이해하는데 도움이 될 것으로 생각된다.

유생의 서식 예측 모델에는 용존산소량, pH, 수계의 하충부 피도가 포함되었다. 따라서 유생은 수계 환경요인에만 영향을 많이 받는 것으로 판단되고, 이는 유생이 3년간 수생 생활을 하기 때문에 생활반경이 좁아 수계의 미소 서식 환경에만 영향을 받기 때문인 것으로 생각된다(Semlitsch 1987, Park 2005, 송과 이 2009). 서식 예측 모델에 포함된 환경요인 중 용존산소량이 유생의 서식 예측과 가장 강한 양의 상관관계를 나타냈다. 이는 일반적인 양서류 유생보다 유속이 있는 계곡부에 서식하는 도롱뇽류의 산소요구량이 더 많은 선행연구에서처럼(Barr and Babbitt 2002, Manetti *et al.* 2009), 물이 흐르는 계곡부에 서식하는 꼬리치레도롱뇽 유생

의 산소요구량이 보다 많기 때문인 것으로 생각되고, 성체가 물의 흐름이 있는 계곡 안쪽이나 굴 안에 산란하는 것과 연관이 있을 것으로 생각된다(Park 2005). 성체와 마찬가지로 pH가 유생의 서식 예측에 있어 중요한 요인인 것으로 연구되었는데, 산성화 된 수환경이 유생의 생존과 직결되는 문제로 작용하는 연구 결과와 같이 출현지점에서보다 비출현지점에서의 pH가 낮게 나타나 이와 같은 결과가 도출된 것으로 생각된다(Freda and dunson 1984, Pierce 1985, Griffithsand 1994, Grant *et al.* 2005). 각 종마다 수용 가능한 pH의 범위가 있듯이, 꼬리치레도롱뇽 유생의 경우, 6.43 ~ 6.83의 범위가 서식에 적합한 것으로 나타났다. 수계의 하층부 피도 역시 유생의 서식 예측과 양의 상관관계가 있는 것으로 나타났는데 이는 유생이 주로 수변부 가장자리의 낙엽 밑에서 은신하기 때문에 하층부 식생 피도가 높은 곳을 선호하기 때문인 것으로 판단된다(Rittenhouse *et al.* 2004, Pilliod *et al.* 2005). 일부 선행 연구에서와는 달리 꼬리치레도롱뇽 유생의 서식 환경에서 기질이나 암석이 주요 요인에서 제외된 것은 다중공선성의 문제로 일부 요인을 모델에 포함하지 못한 것과 연구 지역 내에서 기질의 구성이 다양하지 않아 하층식생의 발달이 결과에 더욱 영향을 미친 것으로 생각된다.

본 연구에서 연구된 결과 중 성체와 유생의 서식 적합 pH 범위에 있어서는 성체가 5.36 ~ 5.6의 범위, 유생이 6.43 ~ 6.83의 범위에서 적합한 것으로 나타나 성체의 서식 적합 범위가 약간 낮게 나타났다. 이는 선행연구에서 양서류의 생활사를 배아(embryonic stage), 유생(larval stage), 성체(adult stage)의 3단계로 나누었을 때 배아 단계에서 가장 산성에 취약하고, 서식 가능 pH범위도 좁으며, 성체로 성장하면서 점차 낮은 pH에 적응하여 서식하는 것과 같은 결과로서(Werner 1986, Freda 1986, Allran and Karasov 2001, Snodgrass *et al.* 2008), 꼬리치레도롱뇽 역시 성체가 유생보다 더 낮은 pH를 나타내는 환경에서 서식하는 것으로 판단된다. 이는 꼬리치레도롱뇽의 성체와 유생이 서로 다른 범위의 pH를 선호하지만, 생활사에 관계없이 서식 환경에 있어 pH가 중요한 요인인 것으로 보인다(Edginton *et al.* 2004, Herkovits *et al.* 2015).

VI. 결 론

본 연구는 전라남도 광양 백운산에 서식하는 꼬리치레도롱뇽을 대상으로 서식지의 환경 요인을 조사·분석하여 성체와 유생 각각의 서식 예측 모델을 제시하고, 이를 바탕으로 꼬리치레도롱뇽의 서식 환경에 관한 생태적 특성을 구명하고자 하였다. 이를 위해 2015년 4월부터 8월까지 총 16회의 출현조사와 환경조사를 실시한 결과는 다음과 같다.

1. 연구 대상지 내 총 62개 조사구 중 32개 조사구에서 꼬리치레도롱뇽의 출현이 있었고, 성체는 16개 조사구에서 58개체, 유생은 23개 조사구에서 258개체가 발견되었다. 유생은 한 조사구 내의 좁은 반경 안에서 최소 1개체부터 최대 15개체까지, 여러 개체가 한번에 발견되어 조사구의 수에 비해 발견 개체수가 많았다.
2. 시간별 출현양상으로는, 성체는 모두 야간 조사 시 발견되었다. 유생은 주간조사 때 23개체가 발견되었고, 야간에는 항상 더 많은 개체수가 발견되어 230개체가 발견되었다.
3. 성체의 서식 예측 모델에는 토양 pH, 토양 수분, 육상과 수계의 상층부 피도가 포함되었다. 본 연구의 가설과 같이 성체는 수환경 의존도가 유생보다 낮고 주로 육상 생활을 하여 수계 환경요인보다 육상 환경요인에 영향을 많이 받는 것으로 나타났다. 서식 예측 모델에 포함된 변수 중 토양 수분이 성체의 서식을 예측하는데 있어 가장 강한 양의 상관관계를 나타냈다. 따라서 성체의 서식 환경으로 적합한 곳은 토양 내 수분 함량이 많고, 육상과 수계의 상층부 피도가 높으며, 토양 pH의 범위는 5.36~6.5 정도인 것으로 나타났다.
4. 유생의 서식 예측 모델에는 pH, 용존산소량, 수계의 하층부 피도가 포함되었다. 본 연구의 가설과 같이 유생의 수환경 의존도가 높고, 생활 반경이 수계 안쪽으로 한정되어 있어 수계 환경요인에만 영향을 받는 것으로 나타났다. 서식 예측

모델에 포함된 변수 중 용존산소량이 유생의 서식을 예측하는데 있어 가장 강한 양의 상관관계를 타나냈다. 따라서 유생의 서식 환경으로 적합한 곳은 용존산소량이 많고, 수계의 하층부 피도가 높으며, 수계 pH의 범위가 6.43~6.83 정도인 것으로 나타났다.

5. 본 연구에서는 꼬리치레도롱뇽의 서식 환경요인으로 미소 서식 요인을 중점적으로 고려하였고, 추후 지리적 요인, 인간의 간섭 등 추가적인 연구를 통해 꼬리치레도롱뇽의 서식 환경을 고려한 추가적인 연구가 필요할 것으로 생각된다.

VII. 참 고 문 헌

- 김지석, 피재황, 이수동, 이창호. 2015. 서식지 유형별 양서류 분포특성. 한국생태학회 학술발표 논문집 2015-1: 56.
- 계명찬. 2003. 명지산 일대의 양서류. 환경생물학회지 21: 203-207.
- 노백호. 2016. 서식지 특성에 따른 맹꽁이 개체수와 기상요인과의 관계 분석. 환경복원녹화 19: 103-119.
- 라남용. 2010. 멸종위기종인 금개구리 (*Rana plancyi chosonica*)의 서식 특성, 증식 기술 및 복원 전략. 강원대학교 박사학위논문.
- 박병상. 1994a. 덕유산 국립공원의 양서류상-대형 건설 공사가 양서류 서식에 미치는 영향. 한국환경생태학회지 7: 207-212.
- 박병상. 1994b. 관광휴양지 개발이 양서·파충류 분포에 미치는 영향 - 민주지산 일대의 양서·파충류를 중심으로-. 환경생태학회지 8: 26-73.
- 박은진. 이빛나라. 남미아. 2011. 경기도 보호 야생동·식물 선정 및 관리 방향 연구. 정책연구.
- 서창완. 2000. GIS와 로지스틱 회귀분석을 이용한 멧돼지 서식지 모형 개발. 서울대학교 박사학위논문.
- 송재영. 2010. 백두대간 내 국립공원의 양서·파충류상. 국립공원연구지 1: 216-219.
- 윤일병, 이성진, 양서영. 1996. 도롱뇽과 꼬리치레도롱뇽의 먹이자원 및 생활사에 관한 연구. 환경생물학회지 14: 195-203.
- 이경재, 한봉호, 기경석, 이승한. 서울시 보호 야생동·식물 선정 및 서식처 관리방안 연구. 환경생태학회.
- 이정현, 박대식. 2016. 한국 양서류 생태 도감. 자연과 생태.
- 장환진, 서재화. 2010. 양서류 종의 국내 분포현황. 한국양서파충류학회지 2: 45-51.
- 정승규, 서창완, 윤재현, 이동근, 박종훈. 2015. 서식지적합성 모형을 이용한 수변 지역 양서류 서식지 분석. 환경영향평가 24: 175-189.

환경부. 2001. 멸종위기 동식물 지정현황 및 개선방안. 환경부.

Adams, M.J., Miller D.A., Muths, E., Corn, P.S., Grant, E.H.C., Bailey, L.L., Fellers, G.M., Fisher, R.N., Sadinski, W.J., Waddle, H., Walls, S.C. 2013. Trends in amphibian occupancy in the United States. *PloS one* 8: e64347.

Alados, C.L., Pueyo, Y., Giner, M.L., Navarro, T., Escos, J., Barroso, F., Cabezudo, B., Emlen, J.M. 2003. Quantitative characterization of the regressive ecological succession by fractal analysis of plant spatial patterns. *Ecological Modelling* 163: 1–17.

Allran, J.W. and William H. K. 2001. Effects of atrazine on embryos, larvae, and adults of anuran amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 769–775.

Anderson, J.D. and Graham, R.E. 1967. Vertical migration and stratification of larval *Ambystoma*. *Copeia* 2: 371–374.

Baitchman, E.J. and Herman, T.A. 2014. Caudata (Urodela): Tailed Amphibians. *Fowler's Zoo and Wild Animal Medicine* 8: 13.

Barbour, R.W., Hardin, J.W., Schafer, J.P., Harvey, M.J. 1969. Home range, movements, and activity of the dusky salamander, *Desmognathus fuscus*. *Copeia* 2: 293–297.

Barr, G.E. and Babbitt, K.J. 2002. Effects of biotic and abiotic factors on the distribution and abundance of larval salamanders (*Eurycea bislineata*) across spatial scales. *Oecologia* 133: 176–185.

Beja, P. and Alcazar, R. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* 114: 317–326.

Blaustein, A.R., Wake, D.B., Sousa, W.P. 1994. Amphibian Declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 1: 60–71.

Bomford, M., Kraus, F., Barry, S.C., Lawrence, E. 2009. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a role for

- climate matching. *Biological Invasions* 11: 713.
- Brode, J.M. and Bury, R.B. 1984. The importance of aquatic systems to amphibians and reptiles. *California riparian Systems. California Riparian Systems* : 30–36. University of California Press.
- Brodman, R. and Jaskula, J. 2002. Activity and microhabitat use during interactions among five species of pond–breeding salamander larvae. *Herpetologica* 58: 346–354.
- Burton, T.M. and Likens, G.E. 1975. Energy flow and nutrient cycling in salamander populations in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Ecology* 56: 1068–1080.
- Burton, T.M. and Likens, G.E. 1975. Salamander populations and biomass in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Copeia* 3: 541–546.
- Capen, D.E., Fenwick, J.W., Inkley, D.B., Boynton, A.C. 1986. Multivariate models of song– bird habitat in New England Forests . *Wildlife 2000: Modelling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*: 171– 176. University of Wisconsin Press.
- Chambers, D.L. 2011. Increased conductivity affects corticosterone levels and prey consumption in larval amphibians. *Journal of Herpetology* 45: 219–223.
- Chen, M., Liu, W., Tao, X. 2013. Evolution and assessment on China's urbanization 1960–2010: Under–urbanization or over–urbanization?. *Habitat International* 38: 25–33.
- Crawford, J.A. and Semlitsch, R.D. 2008. Post–disturbance effects of even–aged timber harvest on stream salamanders in Southern appalachian forests. *Animal Conservation* 11: 369–376.
- Davic, R.D. and Welsh, H.H.Jr. 2004. On the ecological roles of salamanders. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 405–434.
- DeMaynadier, P.G. and Hunter, Jr.M.L. 1995. The relationship between

- forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews* 3: 230–261.
- Dillard, L.O., Russell, K.R., Ford, M.W. 2008a. Macrohabitat models of occurrence for the threatened Cheat mountain salamander, *Plethodon nettingi*. *Applied Herpetology* 5: 201–224.
- Dillard, L.O., Russell, K.R., Ford, M.W. 2008b. Site-level habitat models for the endemic, threatened Cheat Mountain salamander (*Plethodon nettingi*): the importance of geophysical and biotic attributes for predicting occurrence. *Biodiversity and Conservation* 17: 1475–1492.
- Diller, L.V. and Wallace, R.L. 1994. Distribution and habitat of *Plethodon elongatus* on managed, young growth forests in north coastal. *Journal of Herpetology* 28: 310–318.
- Dobson, M.C. and Ulaby, F.T. 1986. Preliminary evaluation of the SIR-B response to soil moisture, surface roughness, and crop canopy cover. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 4: 517–526.
- D'Odorico, P., Caylor, K., Okin, G.S., Scanlon, T.M. 2007. On soil moisture-vegetation feedbacks and their possible effects on the dynamics of dryland ecosystems. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 112: G04010. <http://dx.doi.org/10.1029/2006JG00037>.
- Edginton, A.N., Sheridan, P.M., Stephenson, G.R., Thomson, D.G., Boermans, H.J. 2004. Comparative effects of pH and Vision herbicide on two life stages of four anuran amphibian species. *Environmental toxicology and chemistry* 23: 815–822.
- Faccio, S.D. 2003. Postbreeding emigration and habitat use by Jefferson and Spotted salamanders in Vermont. *Journal of Herpetology* 37: 479–489.
- Fauth, J.E. and Resetarits, W.J.Jr. 1991. Interactions between the salamander *Siren intermedia* and the keystone predator *Notophthalmus viridescens*. *Ecological Society in America* 72: 827–838.
- Fitzpatrick, B.M., Benard, M.F., Fordyce, J.A. 2003. Morphology and escape

- performance of tiger salamander larvae (*Ambystoma tigrinum mavortium*). Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology 297: 147–159.
- Flint, W.D. and Harris, R.N. 2005. The efficacy of visual encounter surveys for population monitoring of *Plethodon punctatus* (Caudata: Plethodontidae). Journal of Herpetology 39: 578–584.
- Franklin, J.F., Cromack, Jr.K., Denison, W., Mickee, A., MASER, C., Sedell, J., Swanson, F., Juday, G. 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. U.S. Forest Service General Technical Report PNW-GTR-118.
- Franklin, J., Wejnert, K.E., Hathaway, S.A., Rochester, C.J., Fisher, R.N. 2009. Effect of species rarity on the accuracy of species distribution models for reptiles and amphibians in southern California. Diversity and Distributions 15: 167–177.
- Freda, J. and Dunson, W.A. 1984. Sodium balance of amphibian larvae exposed to low environmental pH. Physiological Zoology 57: 435–443.
- Freda, J. 1986. The influence of acidic pond water on amphibians: a review. Acidic Precipitation: 439–450. Springer. Netherlands.
- Frisbie, M.P. and Wyman, R.L. 1991. The effects of soil pH on sodium balance in the red-backed salamander, *Plethodon cinereus*, and three other terrestrial salamanders. Physiological Zoology 64: 1050–1068.
- Goldsmith, B. 1991. Monitoring for conservation an ecology. Chapman and Hall. New York.
- Gough, M.C. and Rushton, S.P. 2000. The application of GIS-modelling to mustelid landscape ecology. Mammal Review 30: 197–216.
- Grant, E.H.C., Jung, R.E., Rice, K.C. 2005. Stream salamander species richness and abundance in relation to environmental factors in Shenandoah National Park, Virginia. The American Midland Naturalist 153: 348–356.
- Grant, E.H.C., Wiewel, A.N.M., Rice, K.C. 2014. Stream–water temperature

- limits occupancy of salamanders in mid-Atlantic protected areas. *Journal of Herpetology* 48: 45-50.
- Grover, M.C. 1998. Influence of cover and moisture on abundances of the terrestrial salamanders *Plethodon cinereus* and *Plethodon glutinosus*. *Journal of Herpetology* 32: 489-497.
- Grover, M.C. 2000. Determinants of salamander distributions along moisture gradients. *Copeia* 105: 156-168.
- Grover, M.C. 2006. Comparative effectiveness of nighttime visual encounter surveys and cover object searches in detecting salamanders. *Herpetological Conservation and Biology* 1: 93-99.
- Griffiths, R.A. and de Wijer, P. 1994. Differential effects of pH and temperature on embryonic development in the British newts (*Triturus*). *Journal of Zoology* 234: 613-622.
- Guerry, A.D. and Hunter, M.L. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology* 16: 745-754.
- Harpole, D.N. and Haas, C.A. 1999. Effects of seven silvicultural treatments on terrestrial salamanders. *Forest Ecology and Management* 114: 349-356.
- Harte, J. and Hoffman, E. 1989. Possible effects of acidic deposition on a rocky mountain population of the tiger salamander *Ambystoma tigrinum*. *Conservation Biology* 3: 149-158.
- Heatwole, H. 1960. Burrowing ability and behavioral responses to desiccation of the salamander, *Plethodon cinereus*. *Ecology* 41: 661-668.
- Herkovits, J., Castanaga, L.A., D' Eramo, J.L., Jourani, V.P. 2015. Living organisms influence on environmental conditions: pH modulation by amphibian embryos versus aluminum toxicity. *Chemosphere*: 210-215.
- Horne, M.T. and Dunson, W.A. 1994. Exclusion of the Jefferson salamander, *Ambystoma jeffersonianum*, from some potential breeding

- ponds in Pennsylvania: Effects of pH, temperature, and metals on embryonic development. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27: 323-330.
- Horne, M.T. and Dunson, W.A. 1995. Effects of low pH, metals, and water hardness on larval amphibians. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 29: 500-505.
- Horne, M.T. and Dunson, W.A. 1995. Toxicity of metals and low pH to embryos and larvae of the Jefferson salamander, *Ambystoma jeffersonianum*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 29: 110-114.
- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A.H., Kuzmin, S.L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: 752-755.
- Howard, R.A. 2012. Dynamic probabilistic systems: Markov models 1. Courier Corporation.
- Iizuka, K. and Yazawa, S. 1994. The karyotype, C-bands and AgNO₃ bands of a lungless salamander from Korea: *Onychodactylus fischeri* (Boulenger) (Amphibia, Urodela). *Cellular and Molecular Life Sciences* 50: 171-175.
- Iizuka, K., Matsuda, Y., Yamada, T., Nakazato, T., Stanley, K.S. 2013. Chromosomal Localization of the 18S and 28S Ribosomal RNA Genes Using Fish and AgNO₃ Banding in *Hynobius quelpaertensis*, *H. tsuensis* and *Onychodactylus koreanus* (Urodela: Hynobiidae). *Current Herpetology* 32: 89-101.
- Jaeger, R.G. 1971. Moisture as a factor influencing the distributions of two species of terrestrial salamanders. *Oecologia* 6: 191-207.
- Jaeger, R.G. 1980. Microhabitats of a terrestrial forest salamander. *Copeia* 2: 265-268.
- Jaeger, R.G. 1994. Transect sampling: 60-66. Heyer, R. Donnelly, M., McDiarmid, R., Hayek, J., y Foster, M. Standard techniques for

- inventorying and monitoring. Smithsonian Institution Press.
- Johnson, B.R., Fritz, K.M., Blocksom, K.A., Walters, D.M. 2009. Larval salamanders and channel geomorphology are indicators of hydrologic permanence in forested headwater streams. *Ecological Indicators* 9: 150–159.
- Johnson, P.T.J., Preston, D.L., Hoverman, J.T., Richgels, K.L.D. 2013. Biodiversity decreases disease through predictable changes in host community competence. *Nature* 494: 230–233.
- Keen, W.H. 1982. Habitat Selection and Interspecific Competition in Two Species of *Plethodontid* Salamanders. *Ecology Society in America* 63: 94–102.
- Kleeberger, S.R. and Werner, J.K. 1982. Home range and homing behavior of *Plethodon cinereus* in northern Michigan. *Copeia* 2: 409–415.
- Knapp, R.A., Matthwes, K.R., Preisler, H.K., Jellison, R. 2003. Developing probabilistic models to predict amphibian site occupancy in a patchy landscape. *Ecological Applications* 13: 1069–1082.
- Kucken, D.J., Davis, J.S., Petranks, J.W., Smith, C.K. 1994. Anakeesta stream acidification and metal contamination: Effects on a salamander community. *Journal of Environmental Quality* 23: 1311–1317.
- Kutka, F.J. 1994. Low pH effects on swimming activity of *Ambystoma* salamander larvae. *Environmental toxicology and Chemistry* 13: 1821–1824.
- Larsen, K., Peterson, J.H., Bodtz, Jr.E. 2000. Interpreting parameters in the logistic regression model with random effects. *Biometrics* 56: 909–914.
- Lee, J.H., Ra, N.Y., Eom, J.H., Park, D.S. 2008. Population dynamics of the Long-tailed clawed salamander larva, *Onychodactylus fischeri*, and Its age structure in Korea. *Journal of Ecology and Environment* 31: 31–36.
- Li, J.L. 2004. On the biology of *Onychodactylus fischeri* found in Xiuyan

- Co., and protection of its habitat. *Sichuan Journal of Zoology* 23: 169–171.
- Lips, K.R., Reeve, J.D., Witters, L.R. 2003. Ecological traits predicting amphibian population declines in Central America. *Conservation Biology* 17: 1078–1088.
- Lowe, W.H. 2012. Climate change is linked to long-term decline in a stream salamander. *Biological Conservation* 145: 48–53.
- Lowe, W.H. and Bolger, D.T. 2002. Local and landscape-scale predictors of salamander abundance in New Hampshire headwater streams. *Conservation Biology* 16: 183–193.
- Lowe, W.H., Nislow, K.H., Bolger, D.T. 2004. Stage-specific and interactive effects of sedimentation and trout on a headwater stream salamander. *Ecological Applications* 14: 164–172.
- MacKenzie, D.I. and Bailey, L.L. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9: 300–318.
- Maigret, T. 2013. Effects of streamside management zone timber harvest on salamander communities in Robinson forest. University of Kentucky.
- Manenti, R., Ficetola, G.F., de Bernardi, F. 2009. Water, stream morphology, and landscape: Complex habitat determinants for the fire salamander *Salamandra salamandra*. *Amphibia-Reptilia* 30: 7–15.
- Manly, B., McDonald, L., Thomas, D. 1993. Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies. Chapman and Hall. London, UK.
- Marczak, L.B., Sakamaki, T., Turvey, S.L., Deguise, I., Wood, S.L.R., Richardson, J.S. 2010. Are forested buffers an effective conservation strategy for riparian fauna?. An assessment Using Meta-analysis. *Ecological Applications* 20: 126–134.
- Marsh, D.M. and Beckman, N.G. 2004. Effects of forest roads on the

- abundance and activity of terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14: 1882–1891.
- Maser, C.R., Anderson, G., Cromack, Jr.K. 1979. Dead and down woody material: 78–95. *Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington*. U.S. Forest Service Agricultural Handbook 553.
- McDiarmid, R.W. 1994. *Amphibian Diversity and Natural History : An Overview*. Measuring and monitoring biological diversity: Standard Methods for Amphibians. Washington D.C.. Smithsonian Institution Press.
- Meyer, J.L., Strayer, D.L., Wallace, J.B., Eggert, S.L., Helfman, G.S., Leonard, N.E. 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 86–103.
- Min M.S., Baek, H.J., Song, J.Y., Chang, M.H., Poyarkov Jr, N.A. 2016. A new species of salamander of the genus *Hynobius* (Amphibia, Caudata, Hynobiidae) from South Korea. *Zootaxa* 4169: 475–503.
- Morrison, M.L. 1984. Influence of sample size on discriminant function analysis of habitat use by birds. *Journal of Field Ornithology* 55: 330–335.
- Nakano, S. and Murakami, M. 2001. Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and riparian food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98: 166–170.
- Noland, R. and Ultsch, G.R. 1981. The roles of temperature and dissolved oxygen in microhabitat selection by the tadpoles of a frog (*Rana pipiens*) and a toad (*Bufo terrestris*). *Copeia* 3: 645–652.
- North, M.P. and Reynolds, J.H. 1996. Microhabitat analysis using radiotelemetry locations and polytomous logistic regression. *The Journal of Wildlife Management* 60: 639–653.

- Pappas, E.A., Smith, D.R., Huang, C., Shuster, W.D., Bonta, J.V. 2008. Impervious surface impacts to runoff and sediment discharge under laboratory rainfall simulation. *Catena* 72: 146-152.
- Park, D.S. 2005. The First Observation of breeding of the Long-tailed clawed salamander, *Onychodactylus fischeri*, in the field. *Current Herpetology* 24: 7-12.
- Parker, M.S. 2005. Relationship between cover availability and larval Pacific giant salamander density. *Journal of Herpetology* 25: 355-357.
- Pearce, J. and Ferrier, S. 2000. An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling* 128: 127-147.
- Peterman, W.E., John A.C., Semlitsch, R.D. 2008. Productivity and significance of headwater streams: population structure and biomass of the black-bellied salamander (*Desmognathus quadramaculatus*). *Freshwater Biology* 53: 347-357.
- Peterman, W.E. and Semlitsch, R.D. 2013. Fine-scale habitat association of a terrestrial salamander: The role of environmental gradients and implications for population dynamics. *PLoS ONE* 8: e62184.
- Petranka, J.W. 1989. Response of toad tadpoles to conflicting chemical stimuli: predator avoidance versus “optimal” foraging. *Herpetologica* 45: 283-292.
- Petranka, J.W. and Smith, C.K. 2005. A functional analysis of streamside habitat use by Southern appalachian salamanders: Implications for riparian forest management. *Forest Ecology and Management* 210: 443-454.
- Pierce, B.A. 1985. Acid tolerance in amphibians. *BioScience* 135: 239-343.
- Pilliod, D.S., Bury, R.B., Hyde, E.J., Pearl, C.A., Corn, P.S. 2003. Fire and amphibians in North America. *Forest Ecology and Management* 178: 163-181.
- Porej, D., Micacchion, M., Hetherington, M.E. 2004. Core terrestrial habitat

- for conservation of local populations of salamanders and wood frogs in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 120: 399–409.
- Pough, F.H., Smith, E.M., Rhodes, D.H., Collazo, A. 1987. The abundance of salamanders in forest stands with different histories of disturbance. *Forest Ecology and Management* 20: 1–9.
- Poyarkov, N.A., Che, J.M., Min, M.S., Kuro-o, M., Yan, F., Li, C., Iizuka, K., Vieites, D.R. 2012. Review of the systematics, morphology and distribution of Asian clawed salamanders, genus *Onychodactylus* (Amphibia, Caudata: Hynobiidae), with the description of four new species. *Zootaxa* 3465: 1–106.
- Press, S.J. and Sandra W. 1978. Choosing between logistic regression and discriminant analysis. *Journal of the American Statistical Association* 73: 699–705.
- Raffel, T.R., Rohr, J.R., Kiesecker, J.M., Hudson, P.J. 2006. Negative effects of changing temperature on amphibian immunity under field conditions. *Functional Ecology* 20: 819–828.
- Ray, N., Lehmann, A., Joly, P. 2002. Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation* 11: 2143–2165.
- Regel, E.D. and Epshtein, S.M. 1975. Some peculiarities of biology of *Onychodactylus fischeri*. *Zoologicheskii Zhurnal* 54: 1515–1524.
- Regel, E.D. 1979. Peculiarities of development and morphology of olfactory capsules in the Ussurian salamander (*Onychodactylus fischeri*, Hynobiidae, Urodela) in comparison with other amphibians. *Ecology and Systematics of Amphibians and Reptiles*: 71–97. Russia. Leningrad.
- Richards, S.J., McDonald, K.R., Alford, R.A. 1994. Declines in populations of Australia's endemic tropical rainforest frogs. *Pacific Conservation Biology* 1: 66–77.
- Richardson, J.S. and Danehy, R.J. 2007. A synthesis of the ecology of

- headwater streams and their riparian zones in temperate forests. *Forest Science* 53: 131-147
- Richardson, J.S., Naiman, R.J., Swanson, F.J., Hibbs, D.E. 2005. Riparian communities associated with Pacific Northwest headwater streams: Assemblages, processes, and uniqueness. *Journal of the American Water Resources Association* 41: 935-947.
- Rittenhouse, T.A.G., Doyle, M.C., Mank, C.R., Rothermel, B.B., Semlitsch, R.D. 2004. Substrate cues influence habitat selection by Spotted salamanders. *Journal of Wildlife Management* 68: 1151-1158.
- Sadinski, W.J. and Dunson, W.A. 1992. A multilevel study of effects of low pH on amphibians of temporary ponds. *Journal of Herpetology* 26: 413-422.
- Schulte, U., Kusters, D., Sebastian, S. 2007. A PIT tag based analysis of annual movement patterns of adult fire salamanders (*Salamandra salamandra*) in a Middle European habitat. *Amphibia-Reptilia* 28: 531-536.
- Secondi, J., Aumjaud, A., Pays, O., Boyer, S., Montembault, D., Violleau, D. 2007. Water turbidity affects the development of sexual morphology in the Palmate newt. *Ethology* 113: 711-720.
- Semlitsch, R.D. 1985. Analysis of climatic factors influencing migrations of the salamander *Ambystoma talpoideum*. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists* 2: 477-489.
- Sergei, V.S. and Anna, B.V. 2002. Skeletal and dental ontogeny in The Long-tailed clawed salamander, *Onychodactylus fischeri* (Urodela: Hynobiidae). *Russian Journal of Herpetology* 9: 21-32.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Journal Ethology Ecology and Evolution* 2: 65-79.
- Smirnov, S.V. and Vassilieva, A.B. 2002. Skeletal and dental ontogeny in the long-tailed clawed salamander, *Onychodactylus fischeri* (Urodela: Hynobiidae). *Russian Journal of Herpetology* 9: 21-32.

- Snodgrass, J.W., Casey, R.E., Joseph, D., Simon, J.A. 2008. Microcosm investigations of stormwater pond sediment toxicity to embryonic and larval amphibians: variation in sensitivity among species. *Environmental Pollution* 154: 291–297.
- Southerland, M.T., Jung, R.E., Baxter, D.P., Chellman, I.C., Mercurio, G., Volstad, J.H. 2004. Stream salamanders as indicators of stream quality in Maryland, USA. *Applied Herpetology* 2: 23–46.
- Southerland, M.T. 1986. The effects of variation in streamside habitats on the composition of Mountain salamanders. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists* 3: 731–741.
- Stebbins, R.C. and Cohen, N.W. 1995. A natural history of amphibians. Princeton University.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Waller, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783–1786.
- Sugalski, M.T. and Claussen, D.L. 1997. Preference for soil moisture, soil pH, and light intensity by the salamander, *Plethodon cinereus*. *Journal of Herpetology* 31: 245–250.
- Tabacchi, E., Planty–Tabacchi, A.M., Decamps, O. 1990. Continuity and discontinuity of the riparian vegetation along a fluvial corridor. *Landscape Ecology* 5: 9–20.
- Teixeira, J., Ferrand, N., Arntzen, J.W. 2001. Biogeography of the Golden-striped salamander *Chioglossa lusitanica*: a field survey and spatial modelling approach. *Ecography* 24: 618–624.
- Urbina–Cardona, J.N., Olivares–Perez, M., Reynoso, V.H. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas biosphere reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 132: 61–75.
- Vassilieva, A.B., Poyarkov, N.A., Iizuka, K. 2013. Peculiarities of bony

- skeleton development in Asian clawed salamanders (*Onychodactylus*, Hynobiidae) related to embryonization. *Biology Bulletin* 40: 589–599.
- Vorobyeva, E.I. and Hinchliffe, J.R. 1999. Larval adaptations in limbs of the *Onychodactylus fisheri* (Hynobiidae, Caudata). *Doklady biological sciences: proceedings of the Academy of Sciences of the USSR, Biological Sciences Sections* 371: 200–203.
- Wang, H.H., Li, L.Y., Wang, L.W., Liang, C.C. 2007. Morphological and histological studies on the telencephalon of the salamander *Onychodactylus fischeri*. *Neuroscience Bulletin* 23: 170–174.
- Welsh, H.H.Jr. and Droege, S.A. 2002. case for using *Plethodontid* salamanders for monitoring biodiversity and ecosystem integrity of North American forests. *Conservation Biology* 15: 558–569.
- Welsh, H.H.Jr. and Ollivier, L.M. 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: A case study from California' s redwoods. *Ecological Applications* 8: 1118–1132.
- Werner, E.E. 1986. Amphibian metamorphosis: growth rate, predation risk, and the optimal size at transformation. *The American Naturalist* 128: 319–341.
- Wilkins, R.N. and Peterson, N.P. 2000. Factors related to amphibian occurrence and abundance in headwater streams draining second-growth Douglas-fir forests in southwestern Washington. *Forest Ecology and Management* 139: 79–91.
- Williams, A.K. and Berkson, J. 2004. Reducing false absences in survey data: detection probabilities of Red-backed salamanders. *Journal of Wildlife Management* 68: 418–428.
- Williams, B.K. 1981. Discriminant analysis in wildlife research: theory and applications. *The Use of Multivariate Statistics in Studies of Wildlife Habitat* : 59–71. U.S. Forest Service.
- Williams, B.K., Rittenhouse, T.A.G., Semlitsch, R.D. 2008. Leaf litter input mediates tadpole performance across forest canopy treatments.

- Oecologia 155: 377–384.
- Willson, J.D. and Dorcas, M.E. 2003. Effects of habitat disturbance on stream salamanders: Implications for buffer zones and watershed management. *Conservation Biology* 17: 763–771.
- Wilson, M.A. 1987. Ecological dynamics on pebbles, cobbles, and boulders. *Palaios* 2: 594–599.
- Windmiller, B. 1996. Tracking techniques useful for field studies of anuran orientation and movement. *Herpetological Review* 27: 13–14.
- Wissinger, S.A., Bohonak, A.J., Whiteman, W.H., Brown, W.S. 1999. Subalpine wetlands in Colorado: habitat permanence, salamander predation, and invertebrate communities. *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America* 31: 757–790.
- Wyman, R.L. 1998. Experimental assessment of salamanders as predators of detrital food webs: Effects on invertebrates, decomposition, and the carbon cycle. *Biodiversity Conservation* 7: 641–650.
- Wyman, R.L. and Hawksley–Lescault, D.S. 1987. Soil acidity affects distribution, behavior, and physiology of the salamander *Plethodon cinereus*. *Ecology* 68: 1819–1827.
- Wyman, R.L. 1990. What's Happening to the Amphibians?. *Conservation Biology* 4: 350–352.
- Zhao, Y., Wang, L., Liang, C., Zhang, J. 2005. Preliminary studies on anatomy and histology of digestive system of *Onychodactylus fischeri* (Caudata: Hynobiidae). *Sichuan Journal of Zoology* 24: 290–293.

Abstract

Habitat environmental characteristics of Korean clawed salamander (*Onychodactylus koreanus*) at Mt. Baegun in Gangwon, Jeonnam province

Hong, Nuri

Major in Forest Environmental Sciences

The Graduate School

Seoul National University

The Korean clawed salamander (*Onychodactylus koreanus*) is Korean endemic species which inhabit in forest. However, little research on its habitat characteristics have been conducted, in spite of its habitat loss and population decrease. This study was conducted to investigate presence aspect and habitat environmental characteristics of adults and larvae, to derive habitat prediction model and to propose implications for the conservation of habitats of Korean clawed salamander. From April to August 2015, seasonal and hourly presence of adults and larvae was counted, environmental factors of presence/absence plot were analyzed to suggest each habitat prediction model.

We found total 32 plots with species presence, 16 points with 58 adults, 23 points with 253 larvae in study area, Mt. Baegun. We could not find adult individuals at day time, more larvae individuals were appeared at night time. Therefore, Korean clawed salamander characterizes as

nocturnal from larva stage.

In habitat prediction model for adult *Onychodactylus koreanus* includes soil pH, soil moisture, terrestrial overstory cover, aquatic overstory cover, and is more affected by terrestrial environmental factors than aquatic environmental factors. This was probably because adult mainly inhabit terrestrial environment, thus adult prefers terrestrial foods. Soil moisture was the most influential variable correlated with presence of adults in habitat prediction model. It seemed adults mainly use inside of soil and under the rock as shelter or roosting area. Also Korean clawed salamander is known as lungless and breathe through skin. Therefore, soil moisture is important for survival of adults.

In habitat prediction model for larva *Onychodactylus koreanus* includes pH, dissolved oxygen, aquatic understory cover, and is only affected by aquatic environmental factors. This was probably caused by larva inhabits aquatic environment for 3 years. The dissolved oxygen was the most influential variable correlated with presence of larvae in habitat prediction model. Larva mainly inhabits with running water in forest stream, it seem to require higher dissolved oxygen level compare to other species.

I suggest understand habitat range of species by long-term monitoring, establish protect area with proper forest management is needed for the habitat conservation of Korean clawed salamander.

keywords : dissolved oxygen, habitat environmental characteristics, habitat prediction model, Korean clawed salamander (*Onychotylus koreanus*), presence aspect, soil moisture

Student Number : 2013-23248